



EESTI MAAÜLIKOOL
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut

Kristjan Ait

**2016. AASTA JUULITORMI JÄRGNE KUUSE-
KOOREÜRASKI KAHJUSTUSTE LEVIK KARULA
RAHVUSPARGI SIHTKAITSEVÖÖNDITES**

THE SPREAD OF EUROPEAN SPRUCE BARK BEETLE
INFESTATIONS AFTER THE JULY-STORM OF 2016 AT THE
CONSERVATION ZONES OF KARULA NATIONAL PARK

Magistritöö
Keskkonnakorralduse ja -poliitika õppekava

Juhendajad: Floortje Vodde, *PhD*
Marek Metslaid, *PhD*

Tartu 2021

Eesti Maaülikool		Magistritöö lühikokkuvõte	
Kreutzwaldi 1, Tartu 51006			
Autor: Kristjan Ait		Õppekava: Keskkonnakorraldus ja -poliitika	
Pealkiri: 2016. aasta juulitormi järgine kuuse-kooreüraski kahjustuste levik Karula rahvusparki sihtkaitsevööndites			
Lehekülgi: 54	Jooniseid: 7	Tabeleid: 6	Lisasid: 1
Osakond / Õppetool: Põllumajandus- ja keskkonnainstituut			
ETIS-e teadusvaldkond ja CERC S-i kood: B430			
Juhendajad: Floortje Vodde, Marek Metslaid			
Kaitsmiskoht ja -aasta: Tartu, 2021			
<p>Kuuse-kooreürask on üks olulisemaid hariliku kuuse kahjureid Euroopas ning eeldatavasti suureneb liigi olulisus puidukahjurina kliimamuutuste tagajärjel veelgi. Tormikahjustused soodustavad kuuse-kooreüraski levikut. Magistritöö eesmärgiks on uurida kuuse-kooreüraski kahjustuste levikut Karula rahvusparki sihtkaitsevööndites 2016. aasta juulitormi järgselt, et mõista, kuidas on kuuse-kooreüraski kahjustused Karula rahvusparki kuusikutes tormi järgselt levinud, kas leviku kolded on vaibunud ning leida põhjuseid, miks teatud puistud on kahjustamata.</p> <p>Välitööd teostati Karula rahvusparki sihtkaitsevööndites koristamata tormialade vahetus läheduses 2020. aasta kevadsuvisel perioodil. Välitööde käigus uuriti hariliku kuuse koosseisuga puistuid üksikpuu ja proovitüki tasandil ning kogutud andmeid analüüsiti programmiga R (R Core Team 2021).</p> <p>Töö tulemusel selgus, et olulisemateks teguriteks, mis mõjutavad kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu, on hariliku kuuse keskmine diameeter, tagavara ja rinnaspindala, samuti puistu boniteet. Üllatuslikult ei leidnud kinnitust puistu liigilise koosseisu mitmekesisuse ja üraskikahjustuse olemasolu vaheline seos valitud proovialadel. 5 aasta möödudes olid uuritud alade kahjustuskolded tormikollete läheduses vaibunud ning enim üraskikahjustusest mõjutatud alad paiknesid tormikolletele lähedamal.</p> <p>Magistritöö valmis osana projektist „Tormijärgne üraskikahjustuste levik ja metsakaitseabinõud leviku tõkestamiseks“.</p>			
Märksõnad: kaitseala, looduskaitse, looduslikud häiringud, metsakahjurid.			

Estonian University of Life Sciences Kreutzwaldi 1, Tartu 51006		Abstract of Master's Thesis	
Author: Kristjan Ait		Curriculum: Environmental management and policy	
Title: The spread of European spruce bark beetle infestations after the july-storm of 2016 at the conservation zones of Karula National Park			
Pages: 54	Figures: 7	Tables: 6	Appendixes: 1
Department / Chair: Institute of Agricultural and Environmental Sciences Field of research and (CERC S) code: B430 Supervisors: Floortje Vodde, Marek Metslaid Place and date: Tartu, 2021			
<p>European spruce-bark beetle is one of the most important pests of Norway spruce in Europe and presumably the importance as such will rise in the context of climate changes. Storm damages contribute to the bark beetle infestations. The pupose of the thesis is to study the spread of European spruce bark beetle at the conservation zones of Karula National Park after the July-storm of 2016 where the disturbance areas have not been influenced by human activity. The study will give an overview of the area of the spread, the possible fading of the infestations and natural features of the forest that contribute to the spread of the bark beetles. The field work was carried out at the conservation zones of Karula National Park close to the storm damages during the spring and summer of 2020. Single trees and stands were studied and the analysis was performed using the program R (Core team 2021).</p> <p>According to the results, most important factors that contribute to the spread of bark beetle infestations are the average diameter, volume and basal area of Norway spruce, also the site quality class. The diversity of the dominant tree-species of the stand did not appear to have significance at the research area. After 5 years the bark beetle infestations had faded and the areas that were more severely damaged appeared to be closer to the storm gaps.</p> <p>The thesis is part of the project „Post-storm bark beetle damages and forest protection measures to prevent the spread.“</p>			
Keywords: protected areas, nature conservation, natural disturbances, forest pests			

SISUKORD

SISSEJUHATUS.....	5
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE	9
1.1. Kuuse-kooreüraski levik tormikahjustuste järgselt.....	9
1.2. Teadaolevad metsakaitse abinõud ürasekikahjustuste ennetamiseks ja tõkestamiseks...	11
2. METOODIKA.....	13
2.1. Uurimisalade valik ja kirjeldus	13
2.2. Metoodika kirjeldus ja välitööd	16
2.3. Statistiline andmeanalüüs	19
3. TULEMUSED.....	22
3.1 Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumine aja jooksul.....	23
3.2 Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumine tormialast kaugenedes.	24
3.3 Erinevate tunnuste koosanalüüs üksikpuu ja proovtüki tasandil	24
4. ARUTELU	27
4.1. Vastused uurimisküsimustele	27
4.1.1 Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumine.....	27
4.1.2 Shannoni indeks ja puistu mitmekesisus.....	29
4.1.3 Muud kuuse-kooreüraskite levikut mõjutavad tegurid.....	30
4.2. Raiete otstarbekus kaitsealal, soovitusel kaitse korraldamiseks ja riskide maandamiseks.....	32
4.2.1 Sanitaarraietest kaitstaval loodusobjektidel	32
4.2.2 Looduslikku arengusse sekkumine ja seire olulisus.....	35
4.2.3 Riskide maandamine ja metsa kujundamine	38
4.3. Edasised uurimusküsimused	40
KOKKUVÕTE.....	42
SUMMARY	45
KIRJANDUSLOEND	48
LISAD	53
Lisa 1. Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta.....	54

SISSEJUHATUS

Kuuse-kooreürask (*Ips typographus*) on Eesti kuusemetsade tavalisim, arvukaim ja metsanduslikult olulisim üraskiliik, kes sigib edukalt tormikahjustuste ja ka teiste looduslike häiringute (näiteks metsapõlengute) järgsetel aastatel, asustades eelkõige värsket lamapuitu ja metsamaterjali ning nõrgestatud puid (Laas *et al.* 2011: 226; Wermelinger 2004). Kuuse-kooreürask toitub hariliku kuuse (*Picea abies* (L.) Karst.) koore niineosast, põhjustades sel viisil kuuskede kuivamist. Kevadeti, kui õhutemperatuur on vähemalt 18 – 20 °C, algab kuuse-kooreüraski lendlus ja puude asustamine haudeks (Kuuse-kooreürask... 2020: 2).

Kuuse-kooreüraski noormardikad kooruvad juuni lõpus; soodsate ilmaolude korral võib liigil areneda ka teine põlvkond. Üldjuhul talvitub kuuse-kooreürask valmikuna mullas, kuid osa mardikatest võib jääda talvituma ka kuuskede koore alla (Laas *et al.* 2011: 227). Koore all talvituvad noormardikad võivad külma talve korral hukkuda, kuid pinnases talvekülmad kuuse-kooreüraskit ei ohusta (Kuuse-kooreürask... 2020: 3).

Tormikahjustuste järgselt on kuuse-kooreüraski kahjustuse leviku vältimiseks oluline kahjustatud metsamaterjal õigeaegselt (enne kevadist üraskite lendlust) üles töötada ja metsast välja viia, et hukkunud või nõrgestatud puudest ei saaks üraskitele soodsat sigimispaika. Suure üraskite arvukuse korral suudavad nad rünnata ka kasvavaid elujõulisi puid (Voolma 2005). Kuivanud puudel kuuse-kooreüraskid ei sigi ja taoliste puude raie on üraskitõrje seisukohalt tarbetu (Laas *et al.* 2011: 228).

Eeltoodud metsamajanduse praktikad aga ei kohaldu kaitstavatel loodusobjektidel, kus metsakooslused on jäetud looduslikule arengule ning tormikahjustuste likvideerimine on seadusega vastuolus. Sellised alad on Eestis kaitsealade ja püsielupaikade sihtkaitsevööndid ning loodusreservaadid, aga ka metsakoosluste kaitseks loodud hoiualad (Looduskaitseseadus 2004, § 29, § 30 ja § 32). Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivist 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta (edaspidi *Loodusdirektiiv*) tulenevate kohustuste täimiseks kaitse alla võetud metsaelupaigatüüpide arengusse raietega sekkumine võib olla vastuolus ka Euroopa Liidu õigusega.

Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030 annab ülevaate metsandusega seotud tõenäolistest arengustsenaariumitest kliimamuutuste kontekstis - arengukava kohaselt sagenevad talvised tormikahjustused aga ka kevadsuvised põuaperioodid ja metsatulekahjud. See omakorda soodustab metsakahjurite paljunemist, mistõttu on ürasekite ja looduslike häiringutega kaasnevad probleemid aktuaalsed ka tulevikus. Arvestatav on ka metsaomanike kartus, et ürasekikolded levivad kaitseala piiridest väljapoole majandusmetsa, kahandades seeläbi metsa väärtust (Kaitsealadel kasvatatud... 2020).

03. juulil 2016 tabas Kagu-Eestit erakordselt tugev torm, mida on hiljem nimetatud ka „Juulitormiks“ (Kelt 2017) või „Koiva tormiks“ (Viiron 2016). Enim said tormis kahjustada Valgamaa metsad, kus metsakahjustusi registreeriti 2509-l hektaril (Aastaraamat... 2017: 149). Kui keskmiselt tehakse Keskkonnaameti poolt Eestis metsakaitse-ekspertiise ca 4700-l hektaril aastas (2011-2016 aastate keskmine), siis 2016 tehti ekspertiise kokku 6458-l hektaril (Eesti metsanduse... 2017: 6).

2016. a juulitormis said kahjustada ka Karula rahvusparki metsad, sealhulgas metsad range kaitsekorraga sihtkaitsevööndites ja looduslikes reservaatides (Karula rahvusparki... 2020: 268). Täpne tormikahjustuste ulatus Karula rahvusparkis ei ole teada, kuna aladel, kus majandustegevus on keelatud, Keskkonnaamet metsakaitse-ekspertiise ei teosta ja seetõttu ei laeku usaldusväärset teavet kahjustuse ulatuse kohta. Siiski viidi Keskkonnaameti poolt 2020. aasta suvel läbi metsakahjustuse analüüs juulitormi poolt mõjutatud kaitsealustes metsades, mille tulemusel hinnati aerofotode alusel kuivanud kuusikute pindalaks Karula rahvusparkis ligikaudu 183 ha ehk 2,1% kõigist Karula rahvusparki metsadest (Lõuna-Eesti... 2020: 5). Kuusikute kuivamisel on kahtlemata mõju 2016. juulitormi järgsel ürasekirüüstel, kuid metsade seisukorda võis mõjutada ka 2018. aasta põuane suvi (Õunap 2019); seetõttu väärrib tormikahjustuste ja ürasekite leviku vaheliste seoste uurimine ka teaduslikku käsitlust.

Käesoleva töö eesmärgiks on uurida kuuse-kooreüraski kahjustuste levikut Karula rahvusparki sihtkaitsevööndites 2016. aasta juulitormi järgselt, et mõista, kuidas on kuuse-kooreüraski kahjustused Karula rahvusparki kuusikutes 2016. juulitormi järgselt levinud ning leida põhjuseid, miks teatud puistud on kahjustamata. Paremad teadmised ürasekite käitumisest aitavad otstarbekamalt kavandada metsakaitse abinõusid kaitstaval loodusobjektidel ja nende läheduses.

Käesoleva töö alguses püstitati hüpoteesid, et kuuse-kooreüraski kahjustuste ulatus väheneb tormikoldest kaugenedes, kahjustuskoldest vaibuvad aja jooksul ka inimesepoolse sekkumiseta ning ürasekite arvukust puistus mõjutab oluliselt puistu liigilise koosseisu mitmekesisus. Samuti oli töö eesmärgiks analüüsida kõiki muid võimalikke tegureid, mis võisid ürasekite levikut mõjutada.

Karula rahvusparki tormikahjustustest mõjutatud ja inimtegevusest puutumata metsaosad pakuvad häid võimalusi uurida kuuse-kooreüraskite käitumist ilma, et raietega oleks ürasekite levikusse sekkunud. 2016. aasta tormist möödunud aastate järel on võimalus hinnata ürasekikahjustuste vaibumist uuritavas puistuosas.

Välitööd teostati Karula rahvusparki sihtkaitsevööndites raietest mõjutamata tormialadel ja nende läheduses 2020. aasta kevadsuvisel perioodil. Välitööde käigus uuriti hariliku kuuse koosseisuga puistuid üksikpuu ja proovitüki tasandil ning kirjeldati puistute olulisemad tunnused. Samuti kasutati Metsaressursi arvestuse riiklikusse registrisse (edaspidi *Metsaregister*) kantud puistute takseerikirjeldusi. Statistiline andmeanalüüs teostati vabavara programmiga R (R Core Team 2021).

Töö jaguneb peatükkidesse: kirjanduse ülevaade (1), milles käsitletakse ürasekite ja looduslike häiringute kohta teadaolevat materjali nii Eesti kui väliskirjanduse põhjal; metoodika (2), milles kirjeldatakse uurimisalade valikut, välitööde läbiviimist ja andmeanalüüsi põhimõtteid, tulemused (3) ja arutelu (4); viimases käsitletakse saadud tulemuste tõlgendusi, esitatakse järeldused ja soovitused, arutletakse sanitaarraiate otstarbekuse üle kaitstaval loodusobjektidel ning esitatakse ka edasised uurimisteemad. Väitekirja kokkuvõttes antakse edasi olulisemad uurimistulemused, järeldused ja soovitused.

Täna asjalike nõuannete ja abistava suhtumise eest: Floortje Vodde, Marek Metslaid, Argo Orumaa, Urmo Jaaska ning perekond Ait.

“If there is something in nature you don’t understand, odds are it makes sense in a deeper way that is beyond your understanding. So there is a logic to natural things that is much superior to our own.”

Nassim Nicholas Taleb

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1. Kuuse-kooreüraski levik tormikahjustuste järgselt

Kuuse-kooreürask on üks olulisemaid hariliku kuuse kahjureid Euroopas (Christiansen & Bakke 1988) ning kliimamuutuste tulemusel suureneb kuuse-kooreüraski tähtsus metsakahjurina eeldatavasti veelgi (Seidl *et al.* 2017). Läbi aja on üraskite leviku ja looduslike häiringute vaheliste seoste kohta tehtud arvukalt uuringuid, millest olulisemaid järgnevalt ka käsitlemist leiavad. Kuigi palju on uuritud kuuse-kooreüraski mõju puude suremusele, on siiski võrdlemisi vähe teada, kuidas või miks kahjustuskolled vaibuvad (Hlásny *et al.* 2019). Euroopa metsad on tugevalt mõjutatud inimtegevusest ning riikide erineva ajaloo ja metsamajandamise võtete tõttu ei pruugi ka lähiriikides tehtud uuringute tulemused kohalduda Eesti oludes (Voolma *et al.* 2006).

Kuuse-kooreüraski sigimist ja levikut võivad mõjutada mitmed erinevad tegurid, mille olulisus võib varieeruda sõltuvalt ruumilisest mastaabist. Et tekiks eeldused kuuse-kooreüraski kollete plahvatuslikuks laienemiseks tuleb ületada mitmed „lävendid“ nii üksikpuu, puistu kui ka maastiku tasandil (Raffa *et al.* 2008). Kuuse-kooreüraski suremust võivad põhjustada tugevad talvekülmad ja paljunemist soodustada põuaperioodid (Faccoli 2002). Üraskikollete levikud sõltuvad ilmastikust, põuaperioodidest, tormidest ja teistest stressoritest; aga ka sigimismaterjali kättesaadavusest (Wermelinger 2004). Eelnevast järeldub asjaolu, et üraskite leviku mõistmiseks ei piisa ainult ühele tegurile keskendumisest vaid tuleb vaadata kõiki olulisi tegureid komplekselt.

Kuuse-kooreüraskite levikut Rootsis on põhjalikult uurinud Dr Simon Kärverno oma 2015. aasta doktoritöös ja selle aluseks olevates artiklites. Väitekirja andmetel on kuuse-kooreüraskite sigimisedukus üksikpuu tasandil oluliselt seotud puu asustamise tihedusega teiste liigikaaslaste poolt, eelnev omakorda on mõjutatud kuuse rinnasdiameetrist; puude suremus puistu tasandil on peamiselt seotud kuuse-kooreüraski poolt asustatud tormiheidetud puude arvuga ning kuuse-kooreüraski kahjustuse esinemine maastiku tasandil on peamiselt seotud hariliku kuuse mahuga puistus, vähemal määral ka naabruses olevate aktiivsete üraskikollete olemasoluga. Väitekirjas jõuti järeldusele, et üraskikolde järsu laienemise tõenäosus on suurim puistutes, milles hariliku

kuuse tagavara on 200 m³/ha või enam. Kausrud jt on oma uuringutes järeldanud, et erivanuselised segapuistud on vastupidavamad ulatuslike üraskikahjustuste suhtes maastiku tasandil (Kausrud *et al.* 2012).

Kuuse-kooreürask eelistab sigimiseks teadaolevalt kuuski alates rinnasdiameetrist 15 cm (Kärvemo 2014), eelistades puid vanuses üle 30 aasta; peenemate ja nooremate puude koor on sigimiseks liiga õhuke (Grünwald, 1986 *ref* Kärvemo, 2015).

Tormikahjustuse korral tekib kuuse-kooreüraskile piisavalt sigimismaterjali puude nõrga kaitsevõime tõttu (Bouget *et al.* 2004). Tormikahjustusele järgneval suvel võib üraskite populatsioon olla piisavalt kõrge, et ületada elujõuliste puude kaitsevõimet (Komonen *et al.* 2011). Rootsisis läbi viidud uuringutes leiti täiuslik lineaarne suhe kuuse-kooreüraski poolt tormikoldes asustatud tormiheidetud puude arvu ja järgnevatel aastatel üraskite poolt asustatud puude arvu vahel lähedalasuvas puistus (Schroeder & Lindelöw 2002). Puude suremine kuuse-kooreüraski kahjustuste tagajärjel algab Rootsisis läbi viidud uuringute põhjal üldjuhul teisel suvel peale tormi (Kärvemo *et al.* 2016), saavutab haripunkti teisel või kolmandal aastal ning hakkab seejärel järkjärgult vähenema, vaibudes neljandal või viiendal aastal peale tormi (Schroeder ja Lindelöw 2002).

Esimestel aastatel peale tormi asuvad kuuse-kooreüraski kahjustuse tagajärjel hukkunud puud tormikoldele lähemal võrreldes järgnevate aastatega, mis võib olla seletatav asjaoluga, et tormikolde läheduses on piisavalt tormis nõrgestatud puid sigimiseks ja üraskitel ei ole vajadust häiringualast eemale liikuda (Kärvemo 2014). Oluliselt rohkem puid hukkub üraskikahjustuse tagajärjel nii häiringuala kui ka lageraielangi servas võrreldes puistuga häiringualast eemal (Schroeder ja Lindelöw 2002; Peltonen 1999).

Ligikaudu 95% uutest kuuse-kooreüraski kahjustustest jääb kuni 500 m kaugusele eelmise aasta kahjustusest ning 65% uutest kahjustustest jääb kuni 100 m kaugusele eelmise aasta kahjustusest (Kautz *et al.* 2011; Stadelmann *et al.* 2014). Eelnev annab aimu sellest, kui kaugemale kuuse-kooreüraski kahjustuskolded ühe aasta jooksul tõenäoliselt võivad levida.

1.2. Teadaolevad metsakaitse abinõud üraskikahjustuste ennetamiseks ja tõkestamiseks

Looduslikest häiringutest tingitud kuuse-kooreüraski kahjustuste leviku ohuga tõstatub paratamatult küsimus, millal ja kuidas on otstarbekas kahjustuse levikut tõkestada või mil viisil seda ennetada. Levinuimad meetodid kuuse-kooreüraski kahjude minimeerimiseks on tormikahjude koristamine, nakatunud puude raie ja püüniste paigaldamine (Wermelinger 2004).

Feromoonpüüniste mõju üraskite populatsiooni kontrollile on kaheldav ning püüniseid võib kasutada pigem üraskite seireks. Varasemad uuringud näitavad, et feromoonpüüniste abil on võimalik püüda vaid 3-10% üraskite populatsioonist (Wermelinger 2004). Seetõttu feromoonpüüniste otstarbekust käesolevas töös ka ei uurita.

Lõuna-Rootsis uuriti sanitaarraiete mõju majandatud ja majandamata puistutele ja leiti, et nelja-aastase perioodi jooksul peale tormi oli range kaitsega metsades poole rohkem üraskikahjustuse tagajärjel surnud puid kui majandusmetsades, kus tormi järgselt oli tehtud sanitaarraie ja tormimurtud puud olid metsast välja viidud (Schroeder & Lindelöw 2002). Uuringu läbiviijad arutlevad, et oluline osa kuuse-kooreüraskitest võis tulla majandamata metsadesse ka hiljem, kui majandatud metsadest tormikahjustatud puud välja viidi.

Tšehhis ja Austrias on uuritud kuuse-kooreüraskite liikumist majandatud ja majandamata metsade vahel ning leitud, et intensiivselt majandatud metsadest on oluliselt rohkem välja rändavaid üraskeid kui majandamata metsadest, samuti on intensiivselt majandatud metsades vähem sisse rändavaid üraskeid. Eelnev ei tähenda, et majandatavas metsas oleks vähem üraskeid, kuid konkurents sigimismaterjali osas peale sanitaarraiet võib olla suurem (Montano *et al.* 2015). Rootsis teostatud uuringus ei leitud samuti, et üraskite populatsioon oleks majandustegevusest puutumata reservaatide kuusikutes suurem võrreldes majandusmetsaga (Schlyter & Lundgren 1993).

Lõuna- ja Ida Soomes läbi viidud uuringus leiti, et 20 kahjustatud või tormiheidetud harilikku kuuske ei kujuta endast riski üraskikolde leviku laienemiseks ning sellise koguse puid võib loodushoidlik metsaomanik jätta metsast välja viimata (Eriksson *et al.* 2007). Oluline on märkida, et Erikssoni uuringus keskendutigi 20-puulistele gruppidele tulenevalt tollel hetkel kehtinud Soome õigusaktidest, mis kohustasid alates sellest kogusest kahjustatud okaspuud

metsast välja vedama. Seega ei saa võtta 20 puulist hariliku kuuse gruppi konkreetse lävendina, millest ülespoole ürasekahjustuse levik kindlasti suureneb. Uuringus leiti, et ürasekite leviku laienemisel võib olulisem tegur olla hoopis kuuse-kooreüraskite üldine asustustihedus lähedalasuvates puistutes enne häiringut.

Siiski ei saa alahinnata tormijärgse sanitaarraie tähtsust okasmetsas, kuna metsa jäetud tormimurtud või -heidetud hariliku kuuse ja hilisema kuuse-kooreüraski kahjustuse tagajärjel surnud puude koguse vahel on tõendatud seos (Schroeder & Lindelöw 2002; Kärverno 2015). Oskuslikult läbi viidud sanitaarraie võib päästa ürasekahjustustele vastuvõtliku puistu hukkumisest. Metsamajandamise mõju liigirikkusele sõltub majandamise iseloomust, mis võib nii liigirikkust säästa kui ka hävitada (Voolma *et al.* 2006).

Sanitaarraie kujuneb efektiivseks juhul, kui tormis kahjustatud harilik kuusk töötatakse üles ja viiakse metsast välja vahetult peale tormi või enne järgmist suve (enne kui puud on ürasekite poolt asustatud); või kui ürasekite poolt asustatud metsamaterjal viiakse metsast välja koos ürasekitega ja ladustatakse metsast piisavas kauguses või kooritakse (Wermelinger 2004). Samuti tuleb raie ja väljaveo puhul arvestada, et metsamaterjaliga koos ei viidaks välja ürasekite looduslikke vaenlasi, kes asustavad puid reeglina mõni kuu peale kuuse-kooreüraskit (Bouget & Duelli 2004). Kui puistu tervikuna ei ole hukkunud, tuleb sanitaarraiel vältida liiga intensiivset raiet, et puid täiendavalt ei nõrgestataks häiludes tekkiva servaeefekti ja juurekahjustuste läbi. Samuti tuleb jälgida, et raietel ei kujundataks puistut liiga homogeenseks ja hõredaks, mis võib omakorda pärssida kuuse-kooreüraskite looduslike vaenlaste levikut (Kausrud *et al.* 2012) ja soodustada täiendavaid tormikahjustusi (Wermelinger 2004).

Puistu mitmekesisuse olulisust tuleb arvesse võtta ka uue metsakultuuri rajamisel või noore metsa kujundamisel, kuna segapuistus on tõenäosus kuuse-kooreüraski levikuks väiksem ning taolised puistud on tõenäoliselt vastupidavamad ka tormile (Wermelinger 2004; Jactel *et al.* 2007; Kärverno 2015).

2. METOODIKA

2.1. Uurimisalade valik ja kirjeldus

Magistritöö valmis osana Eesti Maaülikooli poolt 2019-2021 läbi viidavast projektist „Tormijärgne üraskikahjustuste levik ja metsakaitseabinõud leviku tõkestamiseks“ (edaspidi ka *projekt*). Projekti eesmärgiks on anda metsaomanikele praktilisi soovitusi üraskikahjustuste leviku tõkestamiseks ja kahjustuste ennetamiseks.

Projektis keskenduti 2016. aasta juulitormis kahjustada saanud puistutele kaitstavate loodusobjektide range kaitsega võõndites (sihtkaitsevööndid ja reservaadid). Enne täpsemat välitööalade väljavaliikut uuriti Otepää looduspargi, Karula rahvuspargi ja Koiva-Mustjõe looduskaitseala metsasid, kuna Keskkonnaametist pärines info tormist tugevamalt kahjustada saanud kaitsealade kohta ning käesoleva töö autor oli nendel kaitsealadel teostanud metsakaitse-ekspertiise Keskkonnaameti metsahoiu spetsialistina vahetult peale tormi. Samuti oli Riigimetsa Majandamise Keskus vahetult peale tormi helikopteri ülelennul kaardistanud enam kannatada saanud piirkonnad riigimetsas, mis andis täiendavat infot tormi levikusuundade osas.

Koiva-Mustjõe looduskaitseala metsade uurimisest loobuti, kuna sealsed tormikahjud asusid peamiselt piiranguvööndis ja olid majandustegevusest juba mõjutatud; samuti domineerivad kaitsealal männikud. Projekti raames keskenduti Otepää looduspargi ja Karula rahvuspargi metsadele; käesoleva magistritöö raames uuriti ainult Karula rahvuspargi sihtkaitsevööndites asuvaid tormikahjustusi töö autori isikliku huvi ja kogemuse tõttu.

Karula rahvuspark on üks suurimaid metsakaitsealasid Eestis, kus metsade pindala moodustab 8775 hektariga *ca* 71% kogu rahvuspargi pindalast; seejuures sihtkaitsevööndid ja loodusreservaadid moodustavad *ca* 69% protsenti kogu rahvuspargi metsadest. Karula rahvuspark kuulub Karula loodus- ja linnualana ka Natura 2000 võrgustiku koosseisu (Karula rahvuspargi... 2020: 115). Rahvusparki iseloomustab okasmetsade rohkus ning levinuimaks kasvukohatüübiks on jänese kapsa kasvukohatüüp, millele järgnevad jänese kapsa-pohla ja kõdusoo kasvukohatüübid (Karula rahvuspargi kaitsekorralduskava... 2007: 25).

Metsaregistri ja Keskkonnaregistri andmetele tuginedes valiti välja sihtkaitsevööndites asuvad metsad, kus Maa-ameti (2017. ja 2019. aasta) ortofotode abil olid tuvastati 2016. juulitormi tagajärjel tormimurru ja -heite tõttu hukkunud puistud. Oluline oli seejuures, et tormikahjustus ei paikneks hajusalt vaid eristuks selgelt tuvastav tormis hukkunud puistuosa.

Seejärel uuriti tormikolde ja selle läheduses olevate puistute Metsaregistrisse kantud takseerkirjeldusi, et tuvastada kas tegemist on kuuse-kooreüraskile sigimiseks sobiva metsaga – eelistatult keskealised või vanemad puistud, mille koosseisus on esindatud harilik kuusk. Seejuures oldi teadlikud, et Metsaregistrisse kantud sihtkaitsevööndi metsade takseerkirjeldused ei pruukinud projekti ja väitekirja koostamise ajal enam täielikult vastata tegelikule olukorrale metsas, kuid teatud asjaolud (kasvukohatüüp ja kuuse-kooreüraskile sobiva sigimismaterjali olemasolu) peegeldasid endiselt puistute omadusi looduses ka tormi järgselt. Täpsemad tugimõõtmised oli kavas teostada välitöö käigus. Välitööalade kameraalne eelvalik teostati 2019-2020 aasta talvel.

Järgnevalt teostati kameraalse eelvalikualade sobivuse kontroll looduses, et tuvastada paremini hariliku-kuuse osakaaluga ja kuivanud kuuskedega puistuosad, mis võimaldas hiljem määrata uurimissuunad ehk transektid proovitükkide tarvis. Parema ülevaate saamiseks kasutati DJI Mavic Mini drooni. Droonifotode abil oli võimalik kahjustuste levikust saada kiire ja ajakohane ülevaade (joonis 1).

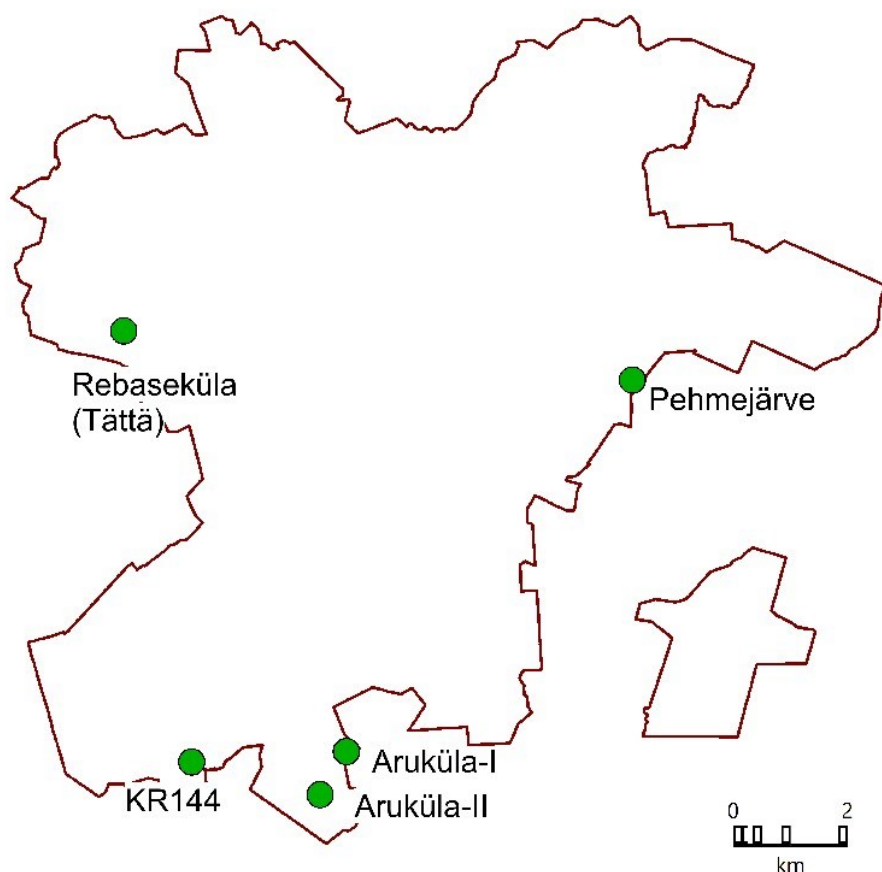


Joonis 1. Droonifoto Aruküla-II uurimisalast; fotol on selgelt tuvastatav tormikoridor

(vasemal), noorem puistu (paremal) ning puistus hajusalt paiknevad kuivanud kuused (foto autor: Johannes Ait).

Peale ülevaate saamist drooniga valiti uurimiseks välja 5 erinevat ala (edaspidi ka *tormiala*), mis tähistati vastava koodiga ja nimetati tulenevalt lähedalasuvast geograafilisest huvipunktist. Uuritavateks tormialadeks valiti juulitormi tagajärjel hukkunud puistud (joonis 2).

Tormialad varieerusid pindalast 0,6 ha kuni 11,2 ha ning asusid valdavalt riigimetsas. Aruküla-I tormiala asus osaliselt (pindalal ca 0,6 ha) ka eramaal väljaspool rahvusparki ning sellel alal oli teostatud vahetult peale tormi sanitaarraiet. Uuritavate tormialade üldkarakteristikud on toodud tabelis 1.



Joonis 2. Tormialade asukohad Karula rahvuspargis (Keskkonnaregistri andmetele koostatud teemakaart).

Tabel 1. Tormialade üldkarakteristikud

Tormiala kood	Tormiala nimi	Tsoneering	Tormiala pind (ha)	omandivorm
KA-P001	Aruküla-I	Palu-Labassaarõ SKV ja majandusmets	2,37	riigimets ja eramets
KA-P002	KR144	Apjasoo SKV	0,6	riigimets
KA-P003	Aruküla-II	Palu-Labassaarõ SKV	5,59	riigimets
KA-P004	Pehmejärve	Pikässaarõ SKV	2,74	riigimets
KA-P005	Rebaseküla (Tättä)	Verioja SKV	11,23	riigimets

2.2. Metoodika kirjeldus ja välitööd

Andmete kogumiseks teostati mõõtmised järgnevates asukohtades:

- tormialal
- tormiala servas
- tormialast neljas ilmakaares transektidel asuvatel ringproovitükkidel
- kuuse-kooreüraski poolt kahjustatud puudel proovitükkidel

Tormialal teostati mõõtmised vähemalt neljal proovitükil hektari kohta. Proovitükil valiti juhuslikud 25 puud rinnasdiameetriga alates 15 cm-st, millel määrati puuliik, puu staatus (tormimurtud, tormiheidetud, jalalkuivanud, elus) ja mõõdeti rinnasdiameeter talmeetri abil. GPS seadme abil määrati proovitüki keskpunkt ja tehti 4 fotot eri ilmakaartes.

Tormiala servas uuriti vaid harilikke kuuski diameetriga 10 cm ja enam. Mõõtmised teostati kogu tormiala servas ca 10 meetrise läbimõõduga puhveralal, kus igale puhveralal paiknevale harilikule kuusele anti spetsiifiline number ning sarnaselt tormialale määrati staatus ja mõõdeti rinnasdiameeter. Iga puu asukoht määrati GPS seadme abil, hinnati kuuse elujõulisust (okkakadu), määrati vajadusel laguaste ja täpsustati üraskikahjustuse olemasolu (värske, mõne aasta tagune, tormieelne, muu kahjustaja või ebaselge kahjustus).

Transektid rajati neljas ilmakaares tormialast eelistatult põhja, lõuna, ida ja lääne suunas. Transekti suunavalikul arvestati siiski tormiala läheduses paiknevate puistute omadustega – eelistati puistuid, mille koosseisus oli ka harilikku kuuske. Kui valitud suunal kuuse-

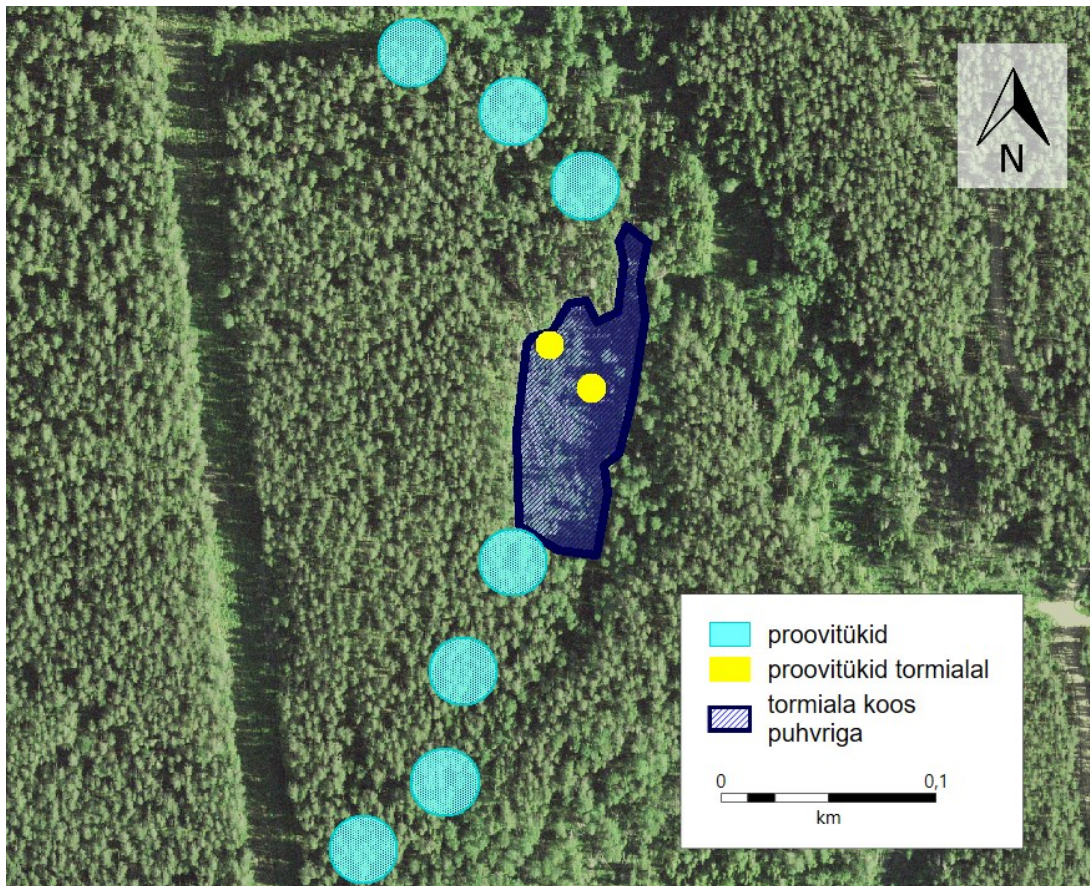
kooreüraskile sigimiseks sobivaid puistuid ei leidunud, siis transekti sellel suunal ei rajatud. Transektid rajati nii kaugelt kui ürasekikahjustusi puistus esines (joonis 3).

Ringproovitükid rajati tormiala servast arvates iga 50 meetri tagant diameetriga 22,5 meetrit (pindalaga 400 m²). Proovitükis teostati mõõtmised kõigil puudel rinnasdiameetriga 10 cm ja enam. GPS seadme abil määrati proovitüki keskpunkti asukoht ja teostati 4 fotot igas ilmakaares. Igale puule anti vastav number ning sarnaselt tormiala proovitükile määrati puu staatus ja mõõdeti rinnasdiameeter. Harilikel kuuskedel hinnati ka puu elujõulisust (okkakadu), määrati laguaste ja täpsustati ürasekikahjustuse olemasolu.

Kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolul hindamisel jagati kahjustused vastavalt värskeks, mõne aasta taguseks või vanaks kahjustuseks; kui kahjustajaks oli mõni muu liik, kahjustus puudus või selle olemasolu oli ebaselge, tehti ka selle kohta vastav märge. Samuti täpsustati konkreetse puu asukoht ringproovitüki keskosast.

Proovitüki kõigil kuuskedel (sh lamapuit), millel tuvastati kuuse-kooreüraski kahjustus, eemaldati puu koor rinnakõrguselt, anti hinnang haudekäikude arvukuse kohta ning tehti foto ilmestamiseks kahjustust (joonis 4). Kui puu koorimisel leiti koore alt üraseid või nende võimalikke looduslikke vaenlasi, tehti ka nendest foto ja võeti isend täiendavaks analüüsiks laborisse kaasa. Üles tähendati ka kõik muud olulised iseärasused, mis välitööl vastavat puud uurides ilmnesid – näiteks põdrakahjustuse või mehaanilise vigastuse olemasolu.

Metoodika valikul tugineti Kärverno jt autorite varasematele uuringutele, mis viidi läbi Soome ja Rootsi metsades (Kärverno *et al.* 2015).



Joonis 3. Proovitükkide ja transektide asukoht KR144 tormialal (Metsaregistri andmetele koostatud teemakaart).



Joonis 4. Kahjustuse hindamine välitööl (Foto autor: Kristjan Ait)

Välitööd teostati ajavahemikus 24.03.2020 kuni 14.09.2020. Välitööd viisid läbi lisaks käesoleva töö autorile ka projektiga seotud isikud Floortje Vodde ja Argo Orumaa. Töövahenditena kasutati GPS seadet proovitükkide asukoha fikseerimiseks, elektroonilist kaugusmõõtmist, talmeetrit, nuga ja markeerimisvärvi.

Välitöödel analüüsiti 5 tormiala, mille hukkunud puistuosades rajati 29 proovitükki ja uuriti 726 puud. Iga tormiala ümber rajati 10 m läbimõõduga ring, milles mõõdeti kokku 1005 harilikku kuuske. Tormialade ümbruses olevatesse puistutesse rajati 16 erinevat transekti, milles teostati mõõtmised kokku 85-l proovitükil. Proovitükkidel uuriti 1597 kuuske, millest kuuse-kooreüraskiga seotud proove võeti 856-l puul. Kokku tehti 1971 fotot. Kõige pikem transekt ulatus 465m kaugusele tormiala servast ning sellel transektil rajati 10 ringproovitükki.

2.3. Statistiline andmeanalüüs

Statistiline andmeanalüüs teostati vabavara programmiga R (R Core Team 2021). Andmeanalüüsiks vajalikud andmed koguti *Microsoft Excel* põhisesse andmebaasi. Andmeanalüüsile eelnevalt täiendati välitööl kogutud andmeid ja seoti iga proovitükk Metsaregistri takseerandmetega vastavalt sellele, millisel metsaeraldisel valdav osa proovitükist asus. Metsaregistri andmetest kasutati puistu boniteeti, kasvukohatüüpi, puistu üldist tagavara (tm/ha) ja hariliku kuuse tagavara (tm), samuti puistu I rinde kaalutud keskmist vanust, eeldusel et need ei ole oluliselt muutunud metsa korraldamise järgselt. Boniteediklassid jagati eraldi kategooriatesse „hea“ (boniteediklass I ja Ia), „keskmine“ (boniteediklass II) ja „halb“ (boniteediklass III ja IV). Lisaks mõõdeti Metsaregistri abil vastava proovitüki keskosa kaugus tormiala servast.

Puistu mitmekesisuse iseloomustamiseks kasutati Shannoni mitmekesisuse indeksit (H' ; edaspidi *Shannoni indeks*), mille arvutamiseks leiti algandmed Metsaregistri takseerandmetele tuginedes vastavalt proovitükiga seotud metsaeraldise koosseisu erinevate puuliikide tagavarale ning võrdleva mudeli koostamiseks ka proovitüki erinevate puuliikide rinnaspindala andmetele tuginedes. Põõsarinde tiheduse iseloomustamiseks proovitükil anti välitööl tehtud fotode põhjal igale proovitükile kategoorilise tunnuseks hinnang, kas põõsarinde tihedus on kõrge, keskmine või madal.

Välitöö andmetele tuginedes anti igale proovitükil mõõdetud harilikule kuusele binaarne väärtus (1 või 0) vastavalt tormijärgse üraskikahju olemasolule (sh nii värske kui ka vaibunud), et saaks seda *glmm* mudelis funktsioonitunnusena kasutada. Proovitüki puhul funktsioonitunnusena binaarset väärtust ei kasutatud, kuna üraskikahjustuse osakaal võis proovitükil oluliselt varieeruda ning mõõtmisi ei teostatud, kui üraskikahju ei ilmnunud – seega oleks 0 väärtusega proovitükke tulnud väga vähe. Eelnevat arvesse võttes leiti igale proovitükile protsentuaalne väärtus, mis iseloomustas kuuse-kooreüraski poolt juulitormi järgselt kahjustatud kuuskede osakaalu proovitükil (võrreldes kõigi proovitüki kuuskedega).

Kahjustuse vaibumise iseloomustamiseks anti igale proovitükile binaarne väärtus vastavalt sellele, kas kõik proovitükil olevad puud on kahjustatud või mitte. Kavas oli anda ka binaarne väärtus proovitükkidele, millel esineb värske üraskikahju, kuid selliseid proovitükke esines lõppkokkuvõttes vaid 2, seega oleks taolise hinnangu andmine kujunenud tarbetuks.

Kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu ja puistu erinevate omaduste vahelise analüüsi teostamiseks kasutati R paketi *lme4* (Bates *et al.* 2015) mudeleid *glmm* (*generalised linear mixed model* e. üldistatud segamudel) ja *lmer* (*linear mixed effects regression* e. lineaarne segaanalüüs), mis valiti erinevat tüüpi tunnuste esinemise tõttu andmestikus. Usaldusväärseima mudeli leidmiseks kasutati *glmm* mudeli puhul Akaike informatsioonikriteeriumit (edaspidi *AIC*) ja *lmer* mudeli puhul REML testi (*restricted maximum likelihood*). Andmete statistilise analüüsi teostamisel kasutati usaldusnivood 95% (Kiviste 2007).

Mõningate tunnuste puhul kasutati andmete transformeerimist (logaritmimine ja standardiseerimine), mis aitas kaasa andmete paremale tõlgendamisele ja seeläbi usaldusväärsema mudeli leidmisele.

Et leida, millised tegurid üraskikahjustuse olemasolu võisid mõjutada, analüüsiti erinevaid tunnuseid nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil. Üksikpuu tasandil valiti funktsioonitunnuseks kuuse-kooreüraski kahjustuse binaarne väärtus harilikul kuusel, proovitüki tasandil valiti funktsioonitunnuseks kuuse-kooreüraski kahjustuse protsentuaalne osakaal proovitükil. Argumenttunnusena kasutati kõiki eelmainitud tunnuseid.

Et hinnata kahjustuse vaibumist tormialast kaugenedes, uuriti seoseid proovitüki tormialast mõõdetud kauguse ja proovitüki kahjustatud puude osakaalu vahel, samuti seoseid proovitüki

tormialast mõõdetud kauguse ja proovitüki kuuse-kooreüraski täielikku kahjustust iseloomustava binaarse väärtuse vahel.

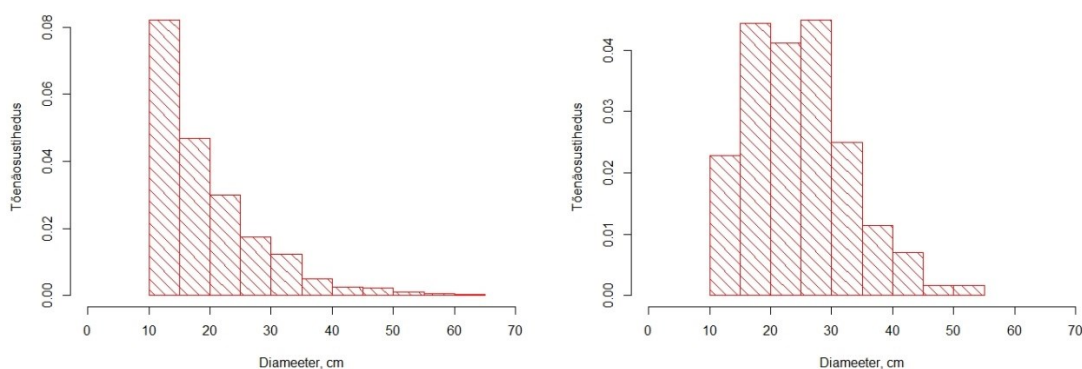
Kuna välitööd teostati vaid ühel kuuse-kooreüraskite aktiivsuspärioodil, hinnati kuuse-kooreüraski vaibumist ajas vastavalt konkreetsetele puudele antud kahjustuse hinnangu läbi (puudub, värske, mõne aasta tagune, tormieelne, muu kahjustaja või ebaselge kahjustus).

Erinevaid uuritavaid tunnuseid oli väga palju, seega prooviti R programmi abil leida seoseid tunnuste vahel, mida hüpoteesidele tuginedes oluliseks või loogiliseks peeti. Ei saa kindlalt väita, et veidi suurema AIC või REML väärtusega mudelid ei ole usaldusväärsed, kuid käesoleva töö tulemustes esitatakse mudelid, mille puhul side oli tugevaim ja seetõttu eeldatakse, et need tegurid selgitavad kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu (ja selle esinemise riski) kõige paremini. Samuti käsitletakse tulemuste all uuritud mudeleid, milles sisalduvad tunnused olid seotud käesoleva töö hüpoteesidega, kuid mis oluliseks või usaldusväärseks ei osutunud.

3. TULEMUSED

Tormialade kõrval asuvates puistutes rajatud proovitükkides uuriti 1597 harilikku kuuske, millest 2016. aasta juulitormi järgne kuuse-kooreüraski kahjustus esines 367 puul; need kahjustused jagunesid omakorda aktiivseks (värske) ja mõne aasta taguseks. Tormijärgse kuuse-kooreüraski kahjustuseta puid oli 1153 ning need omakorda jagunesid kahjustamata puudeks, tormieelse üraskikahjustusega puudeks (vana) ning muu kahjustajaga puudeks. Samuti tähendati üles puud, mille korral kuuse-kooreüraski kahjustuse määramine oli ebaselge (77 puud). Selleks põhjuseks oli üldjuhul asjaolu, et puu oli juba liiga lagunenenud või tugevate seenkahjustustega, mis omakorda andis alust arvata, et kuuse-kooreüraski kahjustuse võimaliku esinemise korral oli tegemist juulitormi eelse kahjustusega. Tulemused on esitatud ka tabelis nr 2.

Kuigi proovitükkidel mõõdeti kuuse-kooreüraski kahjustust puudel rinnasdiameetriga (edaspidi ka *diameeter*) alates 10 cm, leidis välitöödel kinnitust, et valdav osa uuritud puudest diameetriga 10-15 cm olid kuuse-kooreüraski kahjustuseta (joonis 5, vasakul). 50% kahjustamata harilikest kuuskedest olid diameetriga alla 17 cm ning 25% diameetriga alla 12,9 cm. Vaid 10% kahjustusega harilikest kuuskedest olid diameetriga 14,92 cm ja vähem (joonis 5).



Joonis 5. Vasakul on esitatud kahjustamata harilike kuuskede jagunemine diameetriklassidesse ning paremal kuuse-kooreüraski kahjustusega harilike kuuskede jagunemine diameetriklassidesse.

Seega kasutati edasises andmeanalüüsis harilikke kuuski diameetriga alates 15 cm (kaasa arvatud), et peenediameetrilised puud ei mõjutaks analüüsi tulemusi. Sarnast lähenemist on kasutatud ka Simon Kärverno 2015. aasta doktoritöös ja selle aluseks olevates teadustöödes.

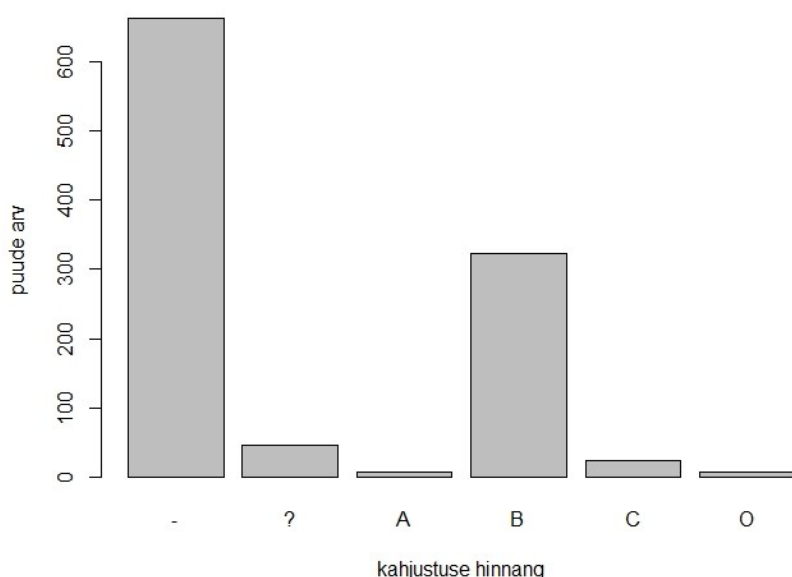
Tabelis 2 on esitatud kahjustuse jagunemine vastavalt kahjustuse hinnangule ja diameetriklassile.

Tabel 2. Kuuse-kooreüraski kahjustuse hinnang vastavalt minimaalsele rinnasdiameetrile

Rinnasdiameeter alates	värske	mõne aasta tagune	puudub	vana	muu liik	ebaselge	Σ
10	8	359	1109	28	16	77	1597
15	7	323	662	24	7	47	1070

3.1 Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumine aja jooksul

Üraskikollete vaibumist aja jooksul iseloomustab joonis 6. Graafik annab ülevaate sellest, et kõigist proovitükkidel uuritud puudest diameetriga üle 15 cm (1070 tk) oli tormijärgse kuid vaibunud kuuse-kooreüraski kahjustusega puid 323 tk ja värske üraskikahjustusega vaid 7 puud. Oluline osa puudest (662 tk) oli kuuse-kooreüraski kahjustuseta. Eelnevat võib tõlgendada selliselt, et uuritud aladel olid kuuse-kooreüraski kahjustuse kolded vaibunud.



Joonis 6. Kuuse-kooreüraski kahjustuse liikide arvuline jaotus. „-“, – kahjustus puudub, „?“ kahjustus ebaselge, „A“ – värske, „B“ – mõne aasta tagune, „C“ – vana, „O“ – muu kahjur.

3.2 Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumine tormialast kaugenedes.

Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumise ja tormiala kauguse vahelised seosed on esitatud tabelis nr 3. Antud mudelis oli funktsioonitunnuseks proovitükile antud binaarne väärtus, mille puhul täielikult kuuse-kooreüraski poolt kahjustatud proovitükid (st et kõik proovitükil esinevad kuused olid hukkunud) said väärtuseks 1 ning osaliselt kahjustatud või kahjustamata puistud väärtuseks 0. Analüüsi tulemusel selgub, et tormialast kaugenedes täielikult kahjustatud proovitükkide esinemise tõenäosus väheneb. Seejuures osutusid olulisteks argumenttunnusteks nii proovitüki kaugus tormialast, põõsarinde täius kui ka hariliku kuuse rinnaspindala proovitükil.

Tabel 3. Kuuse-kooreüraski kahjustuse hinnang vastavalt minimaalsele rinnasdiameetrile (85 vaatlust). Kategoorilise tunnuseks esitatud põõsarinde täiust on võrreldud keskmise täiusega põõsarindega.

Funktsioonitunnus	Argumenttunnused	Tulemused		Mudeli AIC
Proovitüki täielik kahjustus (binaarne)		Mudeli parameetri hinnang	$\Pr(> z)$ e olulisuse tõenäosus	48,2
	Vabaliige	-4,926242	0,0022	
	Distants tormialani	-0,011656	0,0406	
	Põõsarinde täius kõrge	2,402509	0,0930	
	Põõsarinde täius madal	3,056268	0,0226	
	KU rinnaspindala proovitükil	0,026397	0,0160	

Kui funktsioonitunnusena kasutati kahjustatud kuuskede protsentuaalset väärtust proovitükil, siis usaldusväärset mudelit ei leitud ning ka proovitüki kaugus tormialast oluliseks tunnuseks ei osutunud.

3.3 Erinevate tunnuste koosanalüüs üksikpuu ja proovitüki tasandil

Järgnevalt on esitatud usaldusväärseimad mudelid nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil. Üksikpuu tasandil on parim mudel esitatud tabelis nr 4. Antud mudelis on funktsioonitunnuseks üksikpuule antud binaarne väärtus vastavalt ürasekikahju olemasolule. Olulisimateks teguriteks, mis ürasekikahjustuse esinemist mõjutasid, olid vastava puu rinnasdiameeter, kahjustatud

kuuskeede osakaal tormiala servas, puistu boniteet; negatiivset mõju ürasekikahjustuse olemasolule avaldas põdrakahjustuse esinemine vastaval puul.

Tabel 4. Olulisimad kuuse-kooreüraski kahjustust mõjutavad tunnused üksikpuu tasandil (1070 vaatlust). Kategoorilise tunnuseks esitatud boniteeti on võrreldud halva boniteediklassiga.

Funktsioonitunnus	Argumenttunnused	Tulemused		Mudeli AIC
Üksikpuu binaarne väärtus		Mudeli parameetri hinnang	Pr(> z) e olulisuse tõenäosus	933,0
	Vabaliige	-2,394	<0,001	
	Üksikpuu rinnasdiameeter	0,5304	<0,001	
	Kahjustatud KU % tormiala servas	1,573	<0,001	
	Boniteet hea	0,9125	0,138	
	Boniteet keskmine	1,5611	0,0124	
	Põdrakahjustus üksikpuul	-1,0207	0,0392	

Proovitüki tasandil on parim mudel esitatud tabelis nr 5. Antud mudelis on funktsioonitunnuseks proovitükile antud protsentuaalne väärtus vastavalt ürasekikahjustuse osakaalule (võrreldes proovitöki kõigi kuuskeedega). Olulisteks teguriteks, mis ürasekikahjustuse esinemise tõenäosust mõjutasid, olid hariliku kuuse rinnaspindala proovitükil ja proovitüki boniteet; negatiivset mõju ürasekikahjustuse olemasolule avaldas ka põdrakahjustuse esinemine proovitükil.

Tabel 5. Olulisimad kuuse-kooreüraski kahjustust mõjutavad tunnused proovitüki tasandil (85 vaatlust). Kategoorilise tunnuseks esitatud boniteeti on võrreldud halva boniteediklassiga.

Funktsioonitunnus	Argumenttunnused	Tulemused		REML-test
Kuuse-kooreüraski kahjustuse osakaal proovitükil		Mudeli parameetri hinnang	Pr(> z) e olulisuse tõenäosus	207,0
	Vabaliige	-0,19469	0,65632	
	KU rinnaspindala ha	0,29323	0,00178	
	Põdrakahjustus (binaarne)	-0,45856	0,02003	
	Boniteet hea	0,39248	0,16419	
	Boniteet keskmine	0,53795	0,04304	

Ühtlasi leidis proovitüki tasandil kinnitust kuuse-kooreüraski kahjustuse osakaalu ja puistu hariliku kuuse hektaritagavara vaheline seos, mille tulemused on esitatud tabelis 6. Mudel on esitatud, et kontrollida kooskõla dr. Kärverno 2015. aasta doktoritöös esitatud olulise tunnusega, mille kohaselt üraskikolde järsu laienemise tõenäosus on seotud hariliku kuuse tagavaraga puistus.

Tabel 6. Kuuse-kooreüraski kahjustuse osakaalu ja hariliku kuuse hektaritagavara vaheline seos (85 vaatlust).

Funktsioonitunnus	Argumenttunnused	Tulemused		REML-test
Kuuse-kooreüraski kahjustuse osakaal proovitükil		Mudeli parameetri hinnang	$\Pr(> z)$ e olulisuse tõenäosus	216,5
	Vabaliige	0,0525	0,8966	
	KU hektaritagavara eraldisel	0,2475	0,0068	

Shannoni indeks esines argumenttunnusena mitmetes mudelites, mis andsid peaaegu sama madala AIC või REML väärtuse kui eelnevalt esitatud mudelid, kuid Shannoni indeks seejuures oluliseks kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu mõjutavaks teguriks ei osutunud; seda nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil.

4. ARUTELU

4.1. Vastused uurimisküsimustele

4.1.1 Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumine

Arvestades kogutud teavet ja uurimistulemusi, leian et ürasekahjustuse kollete vaibumist levikut Karula rahvuspargi näitel ei saa vaadelda ainult ajalisel või ainult ruumilisel skaalal ning otstarbekas on vaadelda kollete vaibumist mõlemat tegurit samaaegselt silmas pidades.

Kõigist proovitükkidel mõõdetud 1070-st puudest diameetriga 15 cm ja enam oli juulitormi järgse kuid vaibunud ürasekahjustusega puid 323 ning värske ürasekahjustusega puid vaid 7. Kuna värske ürasekahjustusega puid oli väga vähe ning välitööde teostamise ajaks oli möödunud 4 kuuse-kooreüraski aktiivsusperioodi (aastad 2017, 2018, 2019 ja 2020), võib järeldada, et kuuse-kooreüraski kahjustuskolled on uurimisel aja jooksul vaibunud.

Oluline teave on ka see, et suurem osa uuritud puudest (662 tk) olid ilma igasuguse kuuse-kooreüraski kahjustusega. Arvestades juulitormist möödunud aega ning asjaolu, et värske ürasekahjustus proovitükkidel praktiliselt puudus, võib eeldada, et elusad puud on mingil põhjusel ürasekahjustuste suhtes resistentsemad ning on juulitormiga seotud ürasekahjustuse üle elanud.

Kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumist tormialast kaugenedes uurides selgus, et proovitükid, kus kõik harilikud kuused olid kuuse-kooreüraski poolt kahjustatud, asuvad tõenäoliselt tormialale lähemal ning tormialast kaugenedes täielikult kuuse-kooreüraski poolt kahjustatud proovitükkide esinemise tõenäosus väheneb.

Arvestades uurimistulemusi ning nii ajalist kui ka ruumilist mõõdet, ei saa väita, et juulitormiga seotud kuuse-kooreüraski kahjustused Karula rahvuspargi oludes lõpmatult ja eksponentsiaalselt kasvaksid. Pigem ilmestavad uuritud alad kollete vaibumist mõne aasta möödudes ka inimesepoolse sekkumiseta ning kahjustuse osakaalu järkjärgulist vähenemist tormialast kaugenedes.

Eelnev võib olla seletatav selliselt, et tormialade läheduses on mõnel aastal peale tormi kuuse-kooreüraski arvukus piisavalt suur, et ületada elusate puude kaitsevõimet; hiljem aga saabuvad kohale üraskite looduslikud vaenlased ning kui tormialal olev sigimismaterjal on kuuse-kooreüraski jaoks ammendunud ja ka looduslike vaenlaste arvukus tõuseb, hajuvad üraskid uue sigimismaterjali otsingul ümbritsevasse metsa. Seega väheneb elusate putukate kontsentratsioon vahetult tormiala läheduses (mis omakorda on seotud üraskite võimega ületada elusate puude kaitsevõimet) ning tormialast kaugenedes esineb tõenäoliselt ka tormist nõrgestatud madala kaitsevõimega puid metsas järjest vähem.

Oluline on siiski võtta arvesse, et käesolevas töös ulatus kõige pikem transekt vaid 465 m kaugusele tormiala servast ning teistes riikides läbi viidud uuringute andmetel jääb ca 95% kuuse-kooreüraski kahjustustest kuni 500m kaugusele eelmise aasta kahjustusega võrreldes (Kautz *et al.* 2011; Stadelmann *et al.* 2014). Seega on võimalik kahjustuse levimine aja jooksul ka oluliselt kaugemale tormialast. Käesolevas töös küll lõpetati transekt juhul kui kuuse-kooreüraski kahjustust enam ei esinenud, kuid transekti lõpetamise põhjuseks võis olla ka metsaeraldis, mis puistu liigilise koosseisu või vanuse poolest kuuse-kooreüraskile sobiv ei olnud ning võimalik oli kahjustuse jätkumine järgneval eraldisel.

Seega ei saa täie kindlusega väita, et juulitormiga seotud üraskikahjustused Karula proovialadel jääksid samuti ainult 500m raadiusse tormialast või et aktiivne kahjustus rahvuspargis puuduks. Eelnevate väidete tõestuseks ja kahjustuste levikust või vaibumisest parema ülevaate saamiseks on otstarbekas uurida ka kollete levikut kaugseire meetodil kogu rahvuspargi lõikes; samuti annaks olulist teavet, kui mõnel järgneval aastal veenduda, kas käesolevas töös elujõulisteks puudeks märgitud puud seda ka jätkuvalt on. Kaugseire tegemisel tuleb leida meetod, et eristada juulitormist põhjustatud üraskikahjustusi ning ka 2018. aasta suvisest põuast põhjustatud kahjustusi.

Kahjustuse vaibumise osas laiapõhjalisemate järelduse tegemiseks on aga vajalik võrdlus ka erineva metsamajandamise ajaloo ja kaitsereežiimiga aladel.

4.1.2 Shannoni indeks ja puistu mitmekesisus

Töö alguses püstitati hüpotees, et puistu liigilise koosseisu mitmekesisus mõjutab kuuse-kooreüraski arvukust. Puistu liigilise mitmekesisuse iseloomustamiseks valiti Shannoni indeks, mis leiti nii metsaregistri takseerandmete põhjal (tuginedes puistu ülarinde erinevate puuliikide tagavarale) kui ka välitööl mõõdetud andmete põhjal (tuginedes proovitüki erinevate puuliikide rinnaspindalale). Tulemustes selgus, et käesolevas uurimuses ei osutunud Shannoni indeks argumenttunnusena oluliseks tunnuseks, mis oleks mõjutanud üraskikahjustuse olemasolu ei üksikpuu ega ka proovitüki tasandil.

Põhjuseid, miks Shannoni indeks oluliseks teguriks ei osutunud, võib olla mitmeid. Võttes arvesse, et Karula rahvuspargi uuritud metsad on pikka aega looduslikult arenenud sihtkaitsevööndid, kus puistu liigiline koosseis ongi valdavalt mitmekesine, ei olnud Shannoni indeks oluline tegur Karula uurimisaladel. Eelnev aga ei tähenda, et taoline tegur ei võiks olla oluline mujal, kus metsad on oma koosseisu poolest ühetaolisemad. Etteruttavalt olgu öeldud, et Maaülikooli projekti raames läbi viidud analoogne uurimus, mis hõlmas ka erineva metsamajandamise ajaloo ja aktiivsusega Otepää loodusparki, näitas mõningast Shannoni indeksi olulisust, mis mõjutas negatiivselt kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu üksikpuu tasandil.

Samuti võis Shannoni indeksi ebaoluliseks osutumise puhul saada määravaks asjaolu, et indeksi arvutamisel võeti arvesse liiga vähe tegureid – indeksi kirjeldamisel keskenduti vaid puistu ülarindele, kuid jäeti rehkendusest välja näiteks põõsarinne ja alusmets. Samuti on võimalus, et Shannoni indeksi olulisus avaldub alles maastikulisel skaalal ning üksikpuu või proovitüki tasand ei ole parim selle olulisuse iseloomustamiseks.

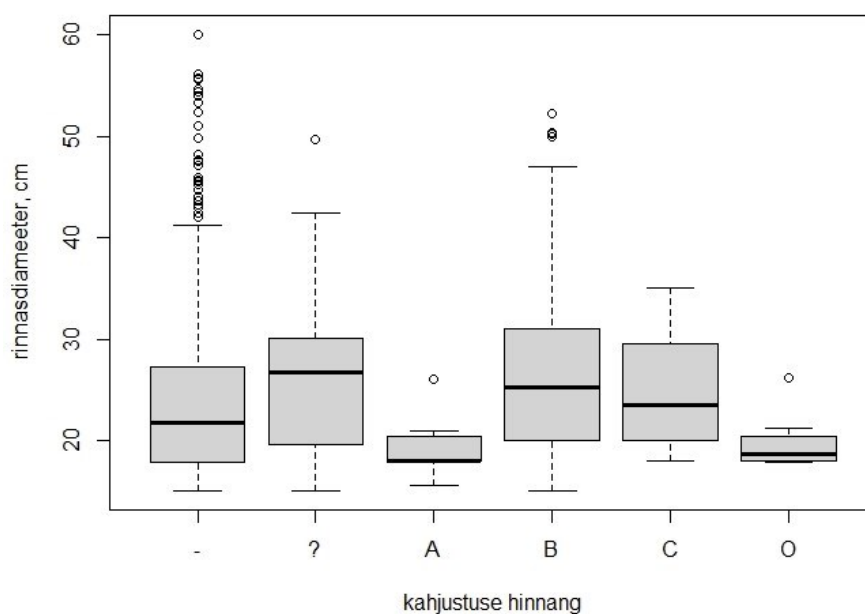
Põõsarinde olemasolu osutus positiivse mõjuga oluliseks teguriks mudelis, kus uuriti kuuse-kooreüraski kahjustuskollete vaibumise ja tormiala kauguse vahelised seosed, seejuures olulisem tegur oli madala täiusega põõsarinne. Eelnevat võiks tõlgendada selliselt, et põõsarinde esinedes on tõenäosus, et üraskikahjustus proovitükil on tugevam. Võimalik, et põõsarinne on tekkinud vahetult peale tormi, kui puude hukkumise järgselt langes puistu täius ja metsa alla pääses rohkem valgust. Põõsarinne otsustati mudelisse lisada hilisema fotomaterjali alusel ning välitöödel põõsarinde vanusele hinnangut ei antud, seega antud tulemuste tõlgendamine on ebaselge.

4.1.3 Muud kuuse-kooreüraskite levikut mõjutavad tegurid

Käesoleva töö üheks eesmärgiks oli ka uurida kõiki muid võimalikke tegureid, mis võisid mõjutada kuuse-kooreüraski levikut; seda nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil.

Üksikpuu tasandil osutus üheks olulisimaks teguriks hariliku kuuse rinnasdiameeter. Tulemus ei ole midagi uut, sest sarnasele tulemusele on jõutud ka varasemates uuringutes (nt Kärvelmo 2015). Kuna käesolevas töös kajastati ka muid kahjustuse tüüpe, on huvitav vaadelda, millisesse diameetrivahemikku kahjustused peamiselt jäid.

Kahjustuse jagunemine liigiti erinevatesse diameetriklassidesse on esitatud joonisel 7. Vastavalt kahjustuse hinnangule on tuvastatav, et värske kuuse-kooreüraski kahjustus (A) ning ka muude kahjurite põhjustatud kahjustused (O) on valdavalt seotud peenemadiameetriliste harilike kuuskedega. Samas mõne aasta tagune ja vanem juulitormi järgne kahjustus (B) on seotud harilike kuuskedega, mille rinnasdiameeter jääb valdavalt vahemikku 20-30 cm (alumine kvantiil 20,0 cm ja ülemine kvantiil 30,7 cm). Kuused, mis kuuse-kooreüraski kahjustusest täielikult puutumata on, jäävad mõnevõrra peenemasse diameetrivahemikku, kuid jooniselt on tuvastatavad ka ekstreermumid – ehk koosseisu jämedaimad puud diameetrivahemikust üle 40 cm, on samuti suures osas kahjustamata.



Joonis 7. Kahjustuse liikide jagunemine diameetriklassidesse. „-“, – kahjustus puudub, „?“ kahjustus ebaselge, „A“ – värske, „B“ – mõne aasta tagune, „C“ – vana, „O“ – muu kahjur.

Täiendavat uurimist vajab, miks kuuse-kooreüraski aktiivne kahjustus on seotud vaid peenemadiameetriliste puudega. Võimalik, et kuuse-kooreürask on sobivaima sigimismaterjali ära tarvitanud ja hilisematel aastatel kasutab sigimismaterjalina ka peenemaid tormis nõrgestatud puid. Samuti tõstatub küsimus, miks just kõige suurema mõõdetud rinnasdiameetriga puud on ilma kahjustuseta - eelnev võib olla seletatav vanemate puude paksema koore tõttu tüve alumistes osades, mis teeb kuuse-kooreüraskile puu asustamise keerulisemaks.

Varasemate uuringutega (Kärvemo 2015) koosõlas oli ka tulemus, mis kinnitas proovitüki tasandil kuuse-kooreüraski kahjustuse osakaalu ja puistu hariliku kuuse hektaritagavara vahelist positiivset seost; samuti esines proovitüki tasandil positiivne seos hariliku kuuse rinnaspindala ja üraskikahjustuse osakaalu vahel. Seega mida enam on tormiala kõrval asuvas metsas kuuse-kooreüraskile piisavalt sigimismaterjali, seda suurem on tõenäoliselt ka liigi arvukus ja kahjustatud puude osakaal tormile järgnevatel aastatel.

Nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil osutus kuuse-kooreüraski levikut soodustavaks teguriks puistu boniteet. Täpsemalt on kuuse-kooreüraski kahjustuse esinemine nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil tõenäolisem II boniteediklassi kuuluvate puistute kuuskedel. Uuritud välitööaladel vastavad II boniteediklassile peamiselt Karula rahvuspargile omased erinevat tüüpi palumetsad (eelkõige jänese kapsa-pohla ja jänese kapsa-mustika kasvukohatüübid). Taoliste mullatüüpide lähtekivimiks on enamasti liivad ja saviliivad (Lõhmus 1984: 39;43), mis ei suuda taimedele vajalikku vett kinni hoida ja on seeläbi põuaperioodide suhtes tõenäoliselt tundlikumad (Astover *et al.* 2017: 4). Võimalik, et suuremat üraskikahjustuse osakaalu nendes mullatüüpides on põhjustanud ka 2018. aasta põuane suvi (Õunap 2019). Vähesemal määral kuulus II boniteediklassi välitööaladel ka kõdusoometsi, millel üraskikahjustuse esinemise suurem tõenäosus võib olla selgitatav sellega, et niisked kasvukohatüübid on üldiselt suurema tõenäosusega tormihellad (Laas *et al.* 2011: 562).

Üllatuslikult andis nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil negatiivse olulise seose kuuse-kooreüraski kahjustuse esinemisega põdrakahjustuse olemasolu vastavalt üksikpuul või proovitükil. Põdrakahjustuse näol oli valdavalt tegemist vanade kinnikasvanud kahjustustega ning selget vastust taolisele seosele ei ole. Üksikpuu tasandil võib arutleda selle üle, kas põdrakahjustusest tingitud vana vaigujooks võiks üraskeid eemale peletada, kuid proovitüki tasandil taoline seletus ammendav ei tundu. Samuti võib olla seos selle vahel, et põder on omal

ajal eelistanud õhema koorega ja seetõttu ka peenema rinnasdiameetriga puid. Samas oli kõigi üle 15 cm põdra kahjustatud puude rinnasdiameetri aritmeetiline keskmine 23,2 cm, mis on kindlasti kuuse-kooreüraskile sigimiseks sobiv diameetrivahemik.

Üksikpuu tasandil andis positiivse seose kuuse-kooreüraski kahjustuse esinemisega kahjustatud kuuskede protsentuaalne osakaal tormiala servas mõõdetud 10 m laiusel nõ puhveralal. Varasemate uuringute põhjal on teada, et kuuse-kooreürask eelistab sigimiseks eelkõige häiringualade ja lankide servas olevaid päikesele avatud puid (Schroeder ja Lindelöw 2002; Peltonen 1999). Seega võib tormiala serval olevate üraski poolt kahjustatud puude suurem osakaal tõepoolest soodustada üraskite levikut ka tormiala kõrval olevasse metsa.

4.2. Raiete otstarbekus kaitsealal, soovitusel kaitse korraldamiseks ja riskide maandamiseks

4.2.1 Sanitaarraietest kaitstaval loodusobjektidel

Kui käsitleda kuuse-kooreüraski kahjustustega seotud raieid, on äärmiselt oluline eristada, millisel põhjusel raieid teostatakse. Üldistatult võib raie eesmärgid jagada järgmiselt:

- 1) Kuuse-kooreüraski kahjustuse ennetamine (tormi või muu häiringu tagajärjel hukkunud või tugevalt nõrgestatud metsast toore koorimata okaspuidu väljavedu enne kahjurite saabumist - sobiva sigimismaterjali likvideerimine);
- 2) olemasoleva kuuse-kooreüraski kahjustuskolde likvideerimine (üraski poolt asustatud puude raie, kui liigi isendid on veel koore all, paralleelselt püünispuude kasutamine, metsast õigeaegne materjali väljavedu);
- 3) tormi või kuuse-kooreüraski poolt kahjustatud puude raie ainult metsamaterjali realiseerimise eesmärkidel (surnud puude ja üraski poolt kahjustatud elusate jalalseisvate puude raie – seejuures raieaeg ei ole metsomanikule oluline);
- 4) raie häiringuala vahetus läheduses majandusliku kahju ennetamiseks (üraskikahjustust veel ei esine, kuid puistu omaduste tõttu on suur tõenäosus selle tekkeks ning soovitakse väärtuslik metsamaterjal enne kahjustuse ilmnemist realiseerida).

Populaarteaduslikus kirjanduses ja arvamused artiklites käsitletakse eelmainitud tegevusi tihti samas kontekstis, justkui raie hoidumine oleks kindel põhjus ürasekahjustuste levikuks ja laienemiseks, sõltumata selle iseloomust ja konkreetsetest asjaoludest (Eelmaa 2020). Nõnda võib lugejale jääda mulje, et raie elluviimine viib igal juhul soovitud tulemuseni.

Kõigis kuuse-kooreüraski poolt kahjustatud puistutes ei saa ka kindlalt väita, et puistu on hukkunud justnimelt ürasekahjustuse tõttu – kuuse-kooreürask võib olla sekundaarne kahjustaja mingil muul põhjusel nõrgestatud puistus (Wermelinger 2004), Eesti oludes võib taoliseks kahjustajaks olla näiteks kuuse-juurepess (*Heterobasidion parviporum*) (Laas *et al.* 2011: 227). Sellisel juhul võib igasugune võitlus kuuse-kooreüraskiga kujuneda tulutuks, kuna kahjustuse peamine põhjus peitub hoopis mujal.

Kindlasti ei tohi aga alahinnata tormikahjustuse järgset ürasekahjustuse eksponentsiaalse leviku ohtu kõrvalpuistutesse, kui oluline osa puistust on tormikahjustuse tagajärjel hukkunud ning ürasekatele sobiv sigimismaterjal jäetakse metsast välja viimata. Seda ilmestasid ka Karula tormialade läheduses läbi viidud välitööd, kuna ligikaudu kolmandik kõigist proovitükkidel uuritud kuuskedest rinnasdiameetriga 15 cm ja enam olid juulitormi järgse ürasekahjustuse tagajärjel hukkunud. Sarnasele tulemusele on jõutud ka Lõuna-Rootsis läbi viidud uuringus, mille järeldustes tõdeti, et peale tormi oli range kaitsega metsades poole rohkem ürasekahjustuse tagajärjel surnud puid kui majandusmetsades, kus tormi järgselt oli tehtud sanitaarraie ja tormimurtud puud olid metsast välja viidud (Schroeder *et al.* 2002). Seega pean eelnevat uuringut ja läbitöötatud kirjandust arvesse võttes tõhusaks ürasekahjustuse ennetamise meetodiks värske tormikahju likvideerimist häiringu tagajärjel hukkunud puistus, kui kahjurid pole veel kohale jõudnud (eesmärk 1).

Kui raie eesmärgiks on aga olemasoleva ürasekahjustuse likvideerimine osaliselt kahjustatud metsas (kahjustus esineb puistus hajusalt üksikpuude või väikehailudena; eesmärk 2), ei saa kindel olla raie tulemuslikkuses ja tuleb kaaluda võrdselt nii raie tegemise kui ka tegemata jätmisega kaasnevaid ohtusid.

Olemasolevaid kuuse-kooreüraski koldeid on Eesti oludes otstarbekas likvideerida vaid kevadisel ajal (ajavahemikus 1. mai – 1. juuni sõltuvalt ilmaoludest), kui kahjurid on puu koore all (Kuuse-kooreürask... 2020: 6). Seega on aja-aken tegevuse läbiviimiseks võrdlemisi lühike ja vaelel ajal läbi viidud tõrjemeetodid kujunevad tulutuks; edukas tõrje eeldab metsaomanikult

häid teadmisi ürasekite käitumisest ja ka oskusi raie läbiviimiseks. Samuti tuleb kevadise raie puhul kaaluda ka metsoelustiku häirimisega kaasnevaid ohtusid, mis on eriti oluline kaitstaval loodusobjektidel.

Õigeaegse raiega eemaldatakse oluline osa ürasekitest kahjustatud puude väljaveo ja püünispuude abil, kuid raie elluviimine heal eesmärgil võib kaasa tuua täiendavaid probleeme. Kahjustatud puude raie ja kokkuvedu võib tekitada uusi mehaanilisi vigastusi tervetele puudele; samuti on suvise kokkuveo käigus tõenäoline tervete puude juurekava kahjustamine. Metsamaterjali transpordiks võib olla vajalik täiendavate kokkuveoteede sisseraie ning liikumisruumi tagamine rasketehnikale veel kahjustamata metsoosades. Tõenäoline on ka muude kahjustustunnustega elujõuliste puude raie ettevõtmise majandusliku tasuvuse tagamiseks, mis koosmõjus kahjustatud puude raiega tekitab metso häilusid. Teiste riikide uuringutes on aga jõutud järeldusele, et häiringualade ja lankide servas olevad päikesele avatud puud on kuuse-kooreüraskile sigimiseks sobivaimad (Schroeder ja Lindelöw 2002; Peltonen 1999).

Eelnevat arvesse võttes on küll võimalik, et konkreetsetes kahjustatud puistuosas viiakse välja oluline osa ürasekid, kuid raie ja kokkuveoga kahjustatud või häilude servas olevad päikesele avatud puud võivad järgneva aasta kevadel meelitada kohale uued kahjurid lähedalasuvatest metsoosadest ja kahjustuse levik jätkub. Samuti võib raiega puistu liialt homogeenseks või ka hõredaks kujundamine ning valel ajal läbi viidud raie pärssida kuuse-kooreüraskite looduslike vaenlaste levikut ja arvukust (Kausrud *et al.* 2012; Kuuse-kooreürask... 2020: 3) ning suurendada puistu tormihellust.

Seega ei saa kindlalt väita, et metsoosas, kus kuuse-kooreüraski kahjustus esineb hajusalt (üksikpuude või väikehäiludena), kujuneb sanitaarraiate elluviimine kindlasti tõhusaks, kuna ettevõtmise edukust mõjutavaid tegureid on väga palju (eesmärk 2). Sama mõttekäiku saab kasutada ka juhul, kui tormikahjustus esineb üksikpuudena.

Metsaomanik võiks sellisel juhul kaaluda ka kahjustuse looduslikule arengule jätmist, kuna senised uuringud naaberriikides ning ka vaatlused Karula rahvuspargi metsoades on demonstreerinud pigem kahjustuse vaibumist kahe-kolme aasta jooksul (Schroeder *et al.* 2002; Kärvelmo *et al.* 2016). Väiksema hajusa kahjustuse puhul on vähetõenäoline, et ürasekid ületavad eksponentsiaalse leviku tekkeks vajaliku lävendi, et kahjustada ka elujõulisi puid. Siiski vajab

kahjustuse vaibumine Eestis täiendavat uurimist, kuna põhjapanevaid järeldusi ühe kaitseala ja ka erineva metsamajandamise ajalooga riikide uuringutele tuginedes teha ei saa.

Mis puudutab surnud puude raiet, kui kuuse-kooreüraskid on puistust juba lahkunud või ka maaomaniku soovi teostada raiet veel kahjustamata kuusikus, kartuses et metsaosa saab üraskite poolt kahjustatud (eesmärgid 3 ja 4), siis ei aita taolised tegevused kaasa üraskite leviku ennetamisele ja arvukuse vähendamisele ning need raied käesolevas töös pikemat käsitlust ei leia. Taolised metsamajanduvõtted peaksid olema aktsepteeritavad majandatavas metsas, kui maaomanik sellist lähenemist vajalikuks peab ja tegevused ei ole vastuolus kehtiva õigusega.

4.2.2 Looduslikku arengusse sekkumine ja seire olulisus

Karula rahvuspargis sihtkaitsevööndite kaitse-eesmärgiks on ka Loodusdirektiivi metsaelupaikade kaitse (edaspidi *metsaelupaigad*); Kaitstavad elupaigatüübid sihtkaitsevööndites on 9010*, 9050, 9080*, 91D0* (Karula rahvuspargi... 2020: 11).

Kaitstava loodusobjekti sihtkaitsevööndis, milles esinevad kooslused on määratud looduslikule arengule, ei saa looduslikke häiringuid (nii torm kui ka üraskite levik) käsitleda millegi negatiivseks, mida peaks vältima. Pigem vastupidi – metsaelupaikades on looduslikud häiringud ning sellega kaasnev rinnete vaheldumine loomulik osa metsa arengust (Loodusdirektiivi metsaelupaikade... 2018: 7).

Seega võib üks metsaelupaik teiseneda loodusliku suktsessiooni käigus järgmiseks ja see on Loodusdirektiivi eesmärke arvesse võttes aktsepteeritav (Loodusdirektiivi metsaelupaikade... 2018: 48). Raietega metsaelupaiga arengusse sekkumine aga viib selle loodusväärtuste kahanemiseni. Samuti on Karula rahvuspargi sihtkaitsevööndites kaitse-eeskirjast tulenevalt keelatud majandustegevus ja loodusvarade kasutamine (Karula rahvuspargi kaitse-eeskiri 2006; § 13 lg 1).

Sanitaarraieid kuuse-kooreüraski leviku takistamiseks Natura 2000 võrgustikku kuuluva ala range kaitsega vööndites on käsitletud Euroopa Kohtu 17.04.2018 otsuses C-441/17 Euroopa Komisjon vs Poola Vabariik. Euroopa kohus jõudis otsusele, et Natura 2000 võrgustikku

kuuluva Puszcza Białowieska metsades kuuse-kooreüraski tõrjeks võetud aktiivsed metsamajandamise meetmed (sh sanitaarraie ja taasmetsastamine) aladel, kus seni oli igasugune majandustegevus välistatud, ei ole kooskõlas Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiividega. Kohtuotsuses leiti, et Poola Vabariik ei ole vajalikus ulatuses täitnud Loodusdirektiivi artikli 6 lõikest 3 tulenevat nõuet hinnata iga kava või projekti, mis võib avaldada olulist mõju ala kaitse-eesmärkidele. Samuti märgiti kohtuotsuses, et aktiivsete metsamajandamise meetmete tõttu on osa ühenduse tähtsusega Natura 2000 alast hävinud (sh metsaelupaigad). Eelnevast otsusest lähtuvalt oleks kuuse-kooreüraski levikusse raieatega sekkumine Natura 2000 võrgustikku kuuluva Karula loodus- ja linnuala sihtkaitsevööndites ja reservaatides tõenäoliselt samuti vastuolus Euroopa Liidu õigusega, võttes arvesse ala mitmekülgseid kaiste-eesmärke (sh erinevad metsaelupaigad).

Kui lähtuda Eesti siseriiklikest kaitse-eesmärkidest loodusobjektidel, mis Natura 2000 võrgustikku ei kuulu, on mõistlik kaaluda ka sihtkaitsevööndis tormikahjustuse likvideerimist tormis hukkunud puistus, kui tegemist on väiksepindalalise loodusobjektiga (nt püsielupaik), mille kaitse-eesmärgiks olev liik on otseselt seotud hariliku kuusega. Taoliseks liigiks võivad olla näituseks limatünnik (*Sarcosoma globosum*) (Limatünniku kaitse... 2013: 5) või laanekuklane (*Formica aquilonia*) (Akste looduskaitseala... 2014: 26). Tormikahjustuse likvideerimine on otstarbekas juhul, kui hukkunud metsaosa ei täida enam kaitse-eesmärki sihtliigi elupaigana ning kui sihtkaitsevööndis olev ülejäänud tormist mõjutamata metsaosa on kuuse-kooreüraskile sigimiseks väga sobilik - keskealine või vanem kuuse-enamusega puistu, milles hariliku kuuse tagavara on 200 m³/ha või enam (Kärvemo 2015). Seega on tormikahju koristamata jätmisel ka ülejäänud puistu hukkumine hilisema ürasekirüüste tagajärjel tõenäoline, kuid hukkunud elupaiga osas raie tegemine enam kaitse-eesmärke negatiivselt ei mõjuta. Samuti puudub raiel ja kokkuveol seentele ja taimedele taoline häiriv mõju nagu seda võiks põhjustada metsamajandus lindude elupaigas või selle vahetus läheduses liigi pesitsusperioodil.

Kui kaitse-eesmärgiks olev mets tormi ja hilisema ürasekirüüste tagajärjel täielikult hukkub, saab küll loota, et mets aja jooksul uueneb, kuid puistu hukkumise tagajärjel võib tekkida pikk periood enne kui metsakooslus selle sihtliikidele jälle sobivaks elupaigaks muutub (Kärvemo 2015); seda on oluline silmas pidada eelkõige otseselt hariliku kuusega seotud liikide püsielupaikades. Samuti ei saa kindel olla tormikahjustuse tagajärjel uuenenud metsakoosluse sobivuses kaitse-eesmärgiks olevale liigile. Tormikahjustuse järel on tõenäoline metsa

uuenemine pigem häiringule kohastunud puuliikidega (nt harilik haab (Lõhmus *et al.* 2005)) või teiste pioneerpuuliikidega (nt arukask (Uri 2004)).

Et vajadusel taolist sanitaarraiet võimaldada, on vajalik otseselt hariliku kuusega seotud kaitsealuste liikide kaitse tegevuskavasid või vastavate kaitsealade kaitsekorralduskavasid täiendada kujundusraie tegemise võimalusega elupaiga säilimise tagamiseks ning püsielupaikade ja kaitsealade kaitse-eeskirjades anda võimalus koosluse kujundamiseks ka ala sihtkaitsevööndis. Seejuures tuleks kaaluda leevendusmeetmetena üldisele metsaelustikule kõigi teiste puuliikide säilitamist raie käigus ning surnud ja kuivanud harilike kuuskede säilitamist, kuna sellised puud enam üraski levikuks ohtu ei kujuta. Samuti tuleks tähelepanu pöörata hukkunud metsaosa uuendamisele sobivate puuliikidega.

Kaitstava loodusobjekti sihtkaitsevööndis, mis küll Natura 2000 võrgustikku ei kuulu, kuid mille kaitse-eesmärgid ei ole otseselt seotud hariliku kuusega ning mille koosseis on nii puuliikide kui ka arenguklasside poolest mitmekesine, ei ole mõistlik tormikahjustusi ennetusmeetmena likvideerida ega ka olemasolevate kollete levikusse sanitaarraietega sekkuda. Tormikahjustuse likvideerimise järgselt saab olla kindel, et antud metsaosa on vähemalt ühe metsapõlvkonna kestel metsaelupaigana rikutud. Samas võib tormis hukkunud metsaosa pakkuda uusi elupaiku häiringutele kohastunud või surnud puiduga seotud liikidele (Runnel *et al.* 2018) ning looduslik häiring metsaelupaiga väärtusi ei kahanda.

Segapuistus kasvavad kuused võivad tormikolde läheduses kuuse-kooreüraski rüüste tagajärjel hukkuda, kuid ülejäänud puuliigid säilivad koosseisus endiselt elujõulisena ning puistu ülarinne püsib. Seda demonstreerisid ka käesoleva töö raames uuritud Aruküla I ja II uurimisalade vahetus läheduses olevad metsad (riigimetsa kvartalid SR375 ja SR393), mille koosseisus olev I rinde harilik kuusk oli küll olulises osas hukkunud, kuid harilik mänd ja arukask olid puistu koosseisus säilinud ning metsakooslus toimis elujõulise ökosüsteemina. Eelnev on siiski autori subjektiivne arvamus ja üraskikahjustuse järgne metsakoosluse muutus ja jätkuv sobivus kaitse-eesmärgiks olevatele liikidele võib vajada täiendavat uurimist.

Üksikute tormikahjustatud puude ja üraskikollete likvideerimine peaks sihtkaitsevööndites olema ettevaatusprintsipiist lähtuvalt igal juhul välistatud sõltumata ala kaitse-eesmärgist või vööndi pindalast, kuna sellise tegevuse tulemuslikkuses üraskite leviku tõkestamisel ei saa kindel olla. Küll aga saab olla kindel elupaiga rikkumises raiega selle arengusse sekkumise

tagajärjel. Samuti on tõenäoline kolde leviku vaibumine mõne järgneva aasta jooksul kuuse-kooreüraski looduslike vaenlaste tegevuse tagajärjel.

Oluline on teostada tugevamate tormide järgselt operatiivset seiret, et tuvastada sihtkaitsevööndites asuvad suuremad tormikolDED hariliku kuuse osakaaluga puistutes. Kui tormikolde läheduses asuvates majandatavates metsades (sh piiranguvöönd) kasvavad keskealised või vanemad kuusikud, on metsaomanikel mõistlik neile kuuluvate puistute seisukorda jälgida, võttes arvesse, et ligikaudu 95% uutest kuuse-kooreüraski kahjustustest jääb kuni 500 m kaugusele eelmise aasta kahjustusest (Kautz *et al.* 2011; Stadelmann *et al.* 2014). See annab aimu, kui kaugelt tormikoldest kuuse-kooreüraski kahjustus võiks levida ja millisel metsaomanikul on mõistlik oma puistute seisundile rohkem tähelepanu pöörata, et vajadusel kahjustuse levikusse sekkuda. Kahtlemata säilib ka oht, et osa üraskitest suudab levida kaugemale kui 500 meetrit kahjustuskoldest, kuid tõenäoliselt ei ole nende isendite arvukus piisavalt suur, et ületada elavate puude kaitsevõimet. Võimalusi seireks (nii tormikollete kui ka kuivanud kuusegruppide leidmisel) pakuvad erinevad satelliidifotode andmebaasid, sh Maa-ameti geoportaali satelliidiandmed.

4.2.3 Riskide maandamine ja metsa kujundamine

Piiranguvöönd on kaitseala osa, kus majandustegevus on lubatud (Looduskaitseadus 2004, § 31 lg 1). Piiranguvööndis ning ka väljaspool kaitstavaid loodusobjekte on sanitaarraie tegemine lubatud juhul, kui see ei ohusta elustiku mitmekesisust (Metsaseadus 2006, § 28 lg 7). Piiranguvööndites on metsaomanikel rohkem otsustusõigust metsakahjustuste likvideerimisel ning kaitseala valitseja roll sihtkaitsevööndiga võrreldes on väiksem.

Intensiivsete metsamajandusvõtete otstarbekus üraskite leviku ohjamisel on jätkuvalt avaliku debati küsimus (Nellis 2020, Sibul 2020, Tartes 2021) ning kindlalt toimivaid vahendeid kuuse-kooreüraski arvukuse ohjamiseks pole, seega võib järeldada, et tegu on kompleksse probleemiga, millele lihtsaid ja tõhusaid lahendusi ei pruugigi leiduda.

Kliimamuutuste tagajärjel on tõenäoline tormikahjustuste ja põuaperioodide sagenemine, mis omakorda soodustab metsakahjurite paljunemist ja levikut (Kliimamuutustega kohanemise... 2017), seega kuuse-kooreüraskiga seotud kahjustused pigem sagenevad. Sanitaarraied võivad

olla leevendavaks meetmeks ürasekite arvukuse reguleerimisel nii täna kui ka muutuvates oludes, kuid raietest abi lootmise asemel tundub mõistlik keskenduda pigem riskide maandamisele – parim meetod selleks on metsade uuendamine taoliselt, et eeldusi ulatuslike ürasekiahjuste tekkeks tulevikus ei looda.

Riigimetsas uuendati lähiaastatel enamik okaspuulanke kultiveerimise teel okaspuuga (Aastaraamat... 2019: 68), viljakaid kasvukohatüüpe on ikka peetud otstarbekaks uuendada hariliku kuusega (Eesti metsakasvukohatüübid: 75). Keskkonnaameti andmetel istutati aastal 2020 Eesti metsadesse kõige enam just kuusetaimi – 19 miljonit taime (Keskkonnaamet, 2021). Tihti raiutakse kultiveeritud kuusikutes looduslikult lisandunud puuliigid juba esimeste hooldusraiate korras välja ja tekitatakse nõnda puhtkuusikud. Seega on kuuse-kooreüraskile sigimiseks sobivaid puistuid Eesti metsades olemas ka tulevikus.

Et mitte taasluua kuuse-kooreüraskiga seotud probleeme, tundub mõistlik loobuda senisest puhtkuusikute rajamise praktikast ning kujundada tulevikumetsad pigem segametsadeks. Kaitstavatel loodusobjektidel on küll keelatud puhtpuistute kujundamine (Looduskaitseseadus 2004, § 31 lg 2), kuid oluline on pöörata tähelepanu hariliku kuuse osakaalule puistus, et leida tasakaal majandusliku tasuvuse, lihtsate kultiveerimisvõtete ning puistu resistentsuse vahel, arvestades võimalikku ürasekiahjustuste levimise ohtu.

Hariliku kuuse osakaalu valimisel võib aluseks võtta lihtsa mõttekäigu, et mida suurem on kuuse osakaal puistus ja mida vähem on puistu koosseisus muid puuliike, seda tõenäolisem on kuuskede hukkumine võimaliku kuuse-kooreüraski kahjustuse tagajärjel. Tulevikupuistule mõeldes võib aluseks võtta Kärverno väitekirjas esitatud ländi 200 m³/ha, millest alates kuuse-kooreüraski eksponentsiaalse leviku oht oluliselt suureneb ning kavandada kuuse osakaalu selliselt, et taolist ländi ka küpses puistus ei ületata. Kaaspuuliikide valik peaks sõltuma liikide sobivusest konkreetsele kasvukohatüübile.

Samuti võib kavandada raiutud metsa uuendamist selliselt, et osa langist uuendatakse hariliku kuusega ning osa jäetakse looduslikule uuenemisele; või uuendatakse raiesmik erinevate puuliikidega mosaiikselt nõ „malelaua meetodil“. Taoline lähenemine võiks lihtsustada metsauuendus ja -hooldustöid võrreldes kultiveeritud segapuistuga.

Metsaomanikud, kes on juba rajanud puhtkuusiku, võiksid metsa tervisele mõeldes järgnevate hooldusraiate (nii valgustus- kui ka harvendusraie) tegemisel jätta koosseisu alles looduslikult lisandunud teisi puuliike.

Metsa uuendamisel on oluline tähelepanu pöörata ka muudele teguritele, mis võiksid üraskite levikut tulevikus soodustada. Kindlasti tuleks vältida kuuse-juurepessu ilminguga raielankide uuendamist hariliku kuusega. Seda toetab ka kehtiv õigus, mis keelab juuremädaniku tõttu raiutud puistute uuendamise raiutud puistu enamuspuuliigiga (Metsa majandamise eeskiri 2006, § 17 lg 1). Samuti tuleks vältida kuusega uuendamist kasvukohatüüpidel, mis juba oma omadustelt loovad eeldusi kehva tervisliku seisundiga kuusiku tekkeks – näiteks niisked kasvukohatüübid, millel kasvavad kuusikud on suurema tõenäosusega tormihellad (Laas *et al.* 2011: 562) või põuakartlikud kasvukohatüübid ilmselge ilmastiku muutustest põhjustatud tundlikkuse tõttu. Seda kinnitas ka käesolevas töös ilmnenu tulemus, et kuuse-kooreüraski kahjustused esinevad suurema tõenäosusega just II boniteedi kuusikutes.

Metsade uuendamine segapuistutega võiks olla ka riigi poolt enam suunatud tegevus toetuste või keskkonnahariduse näol, kuna mitmekesiste, tervete ja elujõuliste metsade kasvatamisest võidaksid nii metsaomanikud kui ka riik.

4.3. Edasised uurimusküsimused

Järgnevalt esitatakse töö tulemusi ja arutelu arvesse võttes edasised olulisimad uurimusküsimused:

- Käesolev uuring keskendus Karula rahvuspargi näitel viiele konkreetsele tormialale ja analüüsis üraskite levikut nende vahetus läheduses, kuid uuring ei anna head ülevaadet kuuse-kooreüraski levikust kogu kaitseala lõikes. Seda on võimalik teostada Sentinel-2 satelliidifotosid kasutades, et fikseerida aegrida peale juulitormi ja jälgida kuuse-kooreüraskite levikut ajas ning püüdes õpetada programmi leidma üraskikoldeid kaugseire abil ilma välitööd teostamata. Taoline meetod võimaldaks ka tulevikus uusi riskikohti tuvastada.
- Jätkata uuringutega nii Karula rahvuspargi kui ka Otepää looduspargi tormialadel, et võrrelda käesoleva töö käigus fikseeritud olukorda mõne aasta möödudes ja tuvastada, kas kuuse-kooreüraskite levikus ja säilinud puistu omadustes on olulisi muutusi

võrreldes 2020 tehtud välitöödega. See annaks kindlamaid teadmisi üraskikollete vaibumise osas.

- Uurida, kuidas majandustegevuse aktiivsus piiranguvööndis mõjutab kuuse-kooreüraski olemasolu kaitseala sihtkaitsevööndis.
- Uurida kuuse-kooreüraski kollete levikut, laienemise põhjuseid ja vaibumist ka teiste kaitsealade näitel, kuna iga kaitseala on omanäoline (sh erineva rangusega vööndite pindalad, majandustegevuse reeglid, looduslikud iseärasused jms). Oluliseks uuringualaks võiks olla Karisöödi looduskaitseala, mis moodustati 2019. aastal laane- ja salumetsade kaitseks (Laane- ja salumetsade kaitseks looduskaitsealade moodustamine 2019, § 6 lg 2) ning mida 2016. juulitorm teadaolevalt ei mõjutanud. Kaitsealal tuvastati Keskkonnaameti analüüsi käigus ulatuslikud kuuse-kooreüraski kahjustused (Lõuna-Eesti... 2020).
- Satelliidifotode abil püüda mõista 2018. aasta põua olulisust Karula rahvuspargi kahjustatud kuusikutes.
- Uurida sihtkaitsevööndis olevate tormikollete uuenemist, et saada aimu, kas uuenenud mets on kuuse-kooreüraski- ja tormikahjustuste suhtes tulevikus tõenäoliselt vastupidavam ning kuidas toimib uuenenud mets elupaigana kaitseala kaitse-eesmärgiks olevatele liikidele; selleks pakuvad võimalusi ka varasemad tormialad Tudu ja Halliku piirkonna metsades.
- Uurida kuuse-kooreüraski looduslikke vaenlasi – millised liigid on looduslike vaenlastena Eestis kõige olulisemad, kuidas toimib nende levikudünaamika. Püüda anda vastus küsimusele, kas sihtkaitsevööndid toimivad alana, kust kuuse-kooreüraski looduslikud vaenlased saavad liikuda majandatavatesse metsadesse; ühtlasi leida majandusmetsades abinõusid, mis hoiaksid kuuse-kooreüraski looduslike vaenlaste arvukuse kõrge.

KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli uurida kuuse-kooreüraski kahjustuste levikut Karula rahvuspargi sihtkaitsevööndites 2016. aasta juulitormi järgselt, et paremini mõista, kuidas kahjustuskoldded levivad ning leida põhjuseid, miks teatud puistuosiad on kahjustusest puutumata. Magistritöö valmis osana Eesti Maaülikooli poolt 2019-2021 läbi viidavast projektist „Tormijärgne üraseikahjustuste levik ja metsakaitseabinõud leviku tõkestamiseks“, mille eesmärgiks on anda metsaomanikele praktilisi soovitusi üraseikahjustuste leviku tõkestamiseks ja kahjustuste ennetamiseks.

Magistritöö alguses püstitati hüpoteesid, et kuuse-kooreüraski kahjustuse ulatus väheneb tormikoldest kaugenedes, kahjustuskoldded vaibuvad aja jooksul ka inimesepoolse sekkumiseta ning kuuse-kooreüraski arvukust mõjutab oluliselt puistu liigilise koosseisu mitmekesisus. Samuti oli eesmärgiks analüüsida välitööl kogutud andmestiku põhjal kõiki muid võimalikke tegureid, mis võisid mõjutada kuuse-kooreüraskite levikut.

Välitööd teostati Karula rahvuspargi sihtkaitsevööndites, mis olid 2016. juulitormis saanud märkimisväärsed tormikahjustusi, kuid kahjustuse levikusse ei ole range kaitsereežiimi tõttu sanitaarraietega sekkutud. Seega olid üraseikahjustused looduslikult arenenud ja inimtegevusest mõjutamata. Välitööaladeks valiti välja tormikoldded, kus puistu oli tormi tagajärjel täielikult hukkunud ning mille läheduses leidis kuuse-kooreüraskile sobivat sigimismaterjali keskealiste või vanemate kuusikute näol. Välitööd teostati 2020 kevadsuvisel perioodil ning kokku uuriti 5 tormiala, mille servas uuriti kokku 1005 harilikku kuuske. Tormialade läheduses rajati 16 transekti, millel teostati mõõtmised 85-l proovitükil ja uuriti 1597 harilikku kuuske.

Uuritud puistuosiades, mis jäid maksimaalselt 465 m kaugusele tormikoldest, olid kuuse-kooreüraski kahjustused ilma inimesepoolse sekkumiseta vaibunud ning ligikaudu 1/3 uuritud kuuskedest olid juulitormi järgselt üraseiki poolt kahjustatud. Tugevamini kahjustatud proovitükid jäid tormialadele lähemale, mis viitas ka kahjustuse vaibumisele tormialast kaugenedes.

Puistu mitmekesiuse iseloomustamiseks valitud Shannoni indeks ei osutunud oluliseks kuuse-kooreüraski kahjustust mõjutavaks teguriks ei proovitüki ega ka üksikpuu tasandil. Antud juhul

võis Shannoni indeks olla vale indikaator puistu mitmekesisuse iseloomustamiseks või sai määravaks asjaolu, et Karula rahvuspargi metsad ongi oma omadustelt niivõrd mitmekesised, et Shannoni indeks ei ole oluline tegur antud kontekstis.

Varasemate uuringutega sarnaseid tulemusi andsid üksikpuu tasandil hariliku kuuse rinnasdiameetri ja ürasekahjustuse olemasolu vaheline positiivne seos ning proovitüki tasandil hariliku kuuse hektaritagavara ja kuuse-kooreüraski kahjustuse osakaalu vaheline positiivne seos.

Oluliseks kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu mõjutavaks teguriks nii üksikpuu kui ka puistu tasandil osutus puistu boniteet – täpsemalt andis postisiivse seose II boniteediklass, mis võib olla seotud vastava boniteediklassiga seotud muldadel kasvavate palu- ja kõdusoometsade suurema tundlikkusega põua- ja tormikahjustuste suhtes.

Üllatuslikult selgus, et nii üksikpuu kui ka proovitüki tasandil mõjutab kuuse-kooreüraski kahjustuse olemasolu negatiivselt põdrakahjustuse olemasolu uuritud puul või proovitükil. Põdrakahjustusest põhjustatud vaigujooks võib kuuse-kooreüraskeid konkreetsel puul küll eemale peletada, kuid proovitüki tasandil jääb taoline selgitus ebapiisavaks. Seega võib põdrakahjustuse mõju väljaselgitamine kuuse-kooreüraskile vajada täiendavat uurimist.

Töö tulemusi ja läbitöötatud kirjandust arvesse võttes on ürasekahjustuste ennetamiseks tormis tugevalt kahjustatud metsaosades sanitaarraie tegemine (e sobiva sigimismaterjali likvideerimine) enne kuuse-kooreüraskite arvukuse tõusu tõhus meede, mida tuleks rakendada, kui kaitseala kaitsekord seda võimaldab. Kui kaitsealal on aga eesmärgiks kaitsta metsakooslusi ja nende looduslikku arengut, siis on ka looduslikud häiringud (nii tormikahjustus kui kuuse-kooreüraski levik) osa protsessist, mida peab kaitsma.

Tormikahjustuse likvideerimine sihtkaitsevööndis võib olla mõistlik abinõu konkreetse liigi kaitseks moodustatud väikesepindalises püsielupaigas, kui kaitse-eesmärgiks olev liik on otseselt seotud hariliku kuusega ning tormis hukkunud metsaosa on elupaigana juba sobimatuks muutunud. Sel juhul raiega enam elupaika ei kahjustata, kuid allesjäänud elupaiga kaitsmine hilisema ürasekahjustuse eest on tõenäoline. Taolise raie võimaldamiseks sihtkaitsevööndis võib olla vajalik täiendada otseselt hariliku kuusega seotud liikide kaitse tegevuskavasid kujundusraie tegemise võimalusega.

Kui tormi- või ürasekahjustus on aga üksikpuude või väikehailudena hajusalt, ei saa kindel olla sanitaarraie tulemuslikkuses ei ennetava meetmena ega ka kahjustuskolde likvideerimise kontekstis, kuna raie (sh kokkuveoteede sisseraie ja metsamaterjali kokkuvedu) võib põhjustada kasvavatele puudele täiendavaid juure- ja tüvekahjustusi, muuta puistu tormihellaks ja soodustada ürasekite levikut läbi hailude tekke; samuti on aja-aken tulemusliku raie teostamiseks võrdlemisi lühike. Küll aga saab kindel olla raiega loodusliku koosluse rikkumises. Väiksemad kolded vaibuvad tõenäoliselt aja jooksul pigem ise ja võiksid jääda looduslikule arengule sõltumata sellest, millises vööndis kahjustus asub või mis on selle ala kaitse-eesmärk.

Ürasekahjustuste levikusse sekkumise asemel on otstarbekas keskenduda hoopis riskide maandamisele ja pöörata senisest rohkem tähelepanu metsade uuendamisele. Eeldatavasti sagenevad kliimamuutustest tulenevalt nii põuaaperioodid kui ka tormid, seega kuuse-kooreüraskiga seotud probleemid ei kao vaid pigem sagenevad. Uurimistulemustest lähtuvalt peaks vältima kuusikute rajamist kasvukohatüüpidele, millel kasvavad metsad on tundlikumad põuaaperioodide või tormide suhtes. Samuti tuleks loobuda senisest puhtkuusikute rajamise praktikast ning kujundada rohkem segapuistuid, mis pakuvad ürasekitele vähem sigimismaterjali ning on eeldatavasti ka vähem tundlikud ka tormikahjustuste suhtes.

Et metsaomanikud ja ametkonnad saaksid jooksvalt metsa seisundit jälgida ja vajadusel kuuse-kooreüraski kahjustuse levikusse sekkuda, on mõistlik välja töötada kaugseire vahendid, mis võimaldaks operatiivselt tuvastada nii tormikahjustusi kui ka kuivanud kuusegruppe.

Võttes arvesse nii käesoleva magistritöö kui ka projekti jaoks kogutud teavet, on kindlasti otstarbekas kuuse-kooreüraskite levikut jätkuvalt uurida. Et saada kinnitust kollete vaibumise kohta nii ajalises kui ka ruumilises mõõtmes ja jälgida metsa arengut, tuleks teostada täiendavad välitööd Karula rahvusparki uurimisaladel järgnevatel aastatel. Maastiku tasandil parema ülevaate saamiseks on aga vajalik vaadelda kahjustuskoldeid kogu kaitseala lõikes satelliidipiltide põhjal – see võib anda parema ülevaate ka 2018. aasta põua mõjust. Samuti tuleks teostada sarnaseid uurimusi kuuse-kooreüraski leviku mõistmiseks erineva metsamajandamise ajaloo ja liigilise koosseisuga objektidel. Täiendavat teavet on vaja ka kuuse-kooreüraski looduslikke vaenlaste kohta Eestis, et tänapäevased metsa majandamise võtted võimaldaksid hoida ürasekite looduslike vaenlaste arvukust majandatavates metsades pidevalt kõrgena.

SUMMARY

The purpose of this thesis was to study the spread of spruce bark beetle infestations at the conservation areas of Karula National Park after a major storm in July 2016 (July storm). The aim was to comprehend how the infestation areas develop in time and space and to find reasons why some of the stands have not been effected by bark beetles. The Master thesis is part of the project „Post-storm bark beetle damage and forest protection measures to prevent the spread“; the aim of the project is to give forest owners practical suggestions how to prevent the bark beetle damages.

The hypotheses that were formulated at the start of the thesis were that the degree of the infestation will decrease with increasing distance to the storm gap, the infestations will fade without human interference and that a more diverse stands are less susceptible to the bark beetle damages. The aim was also to analyse all the possible factors that might contribute to the spread of the infestation.

The field work was carried out at the conservation areas of Karula National Park where forests were damaged by the storm but the strict protection regime prevented any human interference by sanitary-cuts in contrast to the buffer zones in the national park, where forests got salvage-logged in case of storm damage. We chose storm gaps, where the stand had perished and where suitable breeding material for spruce bark beetle was available. The field work was carried out during the spring and summer of 2020. Five storm gaps were studied and 1005 Norway spruce trees were measured at the edges of the storm gap. In the neighbouring forests around those storm gaps, a total of 16 transects were set out, along which 85 study-areas were established; within those areas 1597 Norway spruce trees were studied.

At the study-areas the spruce bark-beetle infestations had faded without any human interference and roughly 1/3 of the Norway spruces had bark-beetle damage related to the July-storm. The study areas that were more heavily damaged by beetles were closer to the storm gaps.

To characterise the diversity of the stand, Shannon's diversity index was chosen. Surprisingly there was no significant link with bark beetle damage neither at stand level nor at single tree level. The reason for this may be that it was just not the appropriate indicator; or the forests at the National Park are already so diverse that the significance didn't stand out in that context.

Similar to the results of earlier studies, there was a positive relationship between spruce bark beetle damage and diameter at breast height of a single spruce tree; also at stand level a positive relationship was found between the volume of Norway spruce of a stand and the percentage of damaged spruces in the specific stand.

Factor that influences spruce bark beetle damage significantly both at single tree level and at stand level, is the site quality class. More precisely, there is a positive relationship between spruce bark beetle damage and site quality class II. It may be related to the greater susceptibility to storm damage and droughts of the spruce stands growing at oligo-mesotrophic boreal forest types and drained peatland forest types that are common in Karula area.

Surprisingly, a factor that influences spruce bark beetle damage significantly negatively both at the single tree level at stand level is moose damage. The reason for that at the single tree level might be the appearance of resin emerging from the bark after the moose damage, but at the stand level this kind of explanation is not satisfactory and may need further research.

Combined results of this study and literature research suggest that sanitary cut to prevent bark beetle damage after the stand has perished is a reasonable measure. But if the stand is located at a protected area where the purpose is to protect natural processes, then natural disturbances (both storm events and bark beetle infestations) are part of that process. To use sanitary cut as a preventive method to spruce bark beetle infestations may be reasonable at a conservation area that is aimed to protect just one certain species (species protection site) and part of the habitat has been destroyed by the storm – so the sanitary cut at a perished part of the forest will do no further damage to the habitat but will prevent a possible bark beetle infestation to the remaining part.

If the storm or spruce bark beetle damage is scattered within the stand, then the sanitary cut is not a sure way to prevent or stop the infestation, because the cut and the hauling of the timber and creation of additional drag roads might cause further damage to the roots or the stem of the living trees; it may also make the stand more susceptible to storm damage and favour additional spread of the beetles at the edges of the gaps; also the time-frame for successful cut is very narrow. The smaller infestation spots will probably fade in time without any intervention.

Instead of the prevention of bark beetle damage, a more reasonable way seems to focus on lowering the risk of future infestations. Droughts and storm damages will probably increase over time as a result of climate change, so the bark-beetle related problems will not disappear but rise. According to the results of the study, planting spruce on habitat types that are susceptible to storm and drought is unreasonable, and should be avoided. Also designing mixed stands as a preventive method is advisable. Mixed stands will offer less breeding material for the bark beetles and are assumedly more resilient to storm events.

As a preventive method it is also reasonable to develop monitoring instruments using satellite images. These may help to identify storm damages and groups of dead spruce trees operatively, so the landowners and officials can take appropriate measures to prevent bark beetle damages, if necessary.

For future research it is essential to monitor the study areas at Karula National Park in subsequent years - this will give more certainty to the results of the fading of the infestation spots. Additionally, to get a better overview at the landscape level, it is necessary to use satellite images for further studies. Similar research should be carried out in areas with a different forest management history, to be able to compare the results better. To understand the life-cycle and spread of the natural enemies of spruce bark beetle in Estonian conditions, further research is also advisable.

KIRJANDUSLOEND

2020. aasta Lõuna-Eesti aerofotode analüüs. (2020). Keskkonnaamet, 11 lk. [e-väljaanne]
https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/aerofotode_analyys_kokkuvote_01122020.pdf
- Aastaraamat mets 2016. (2017). Keskkonnaagentuur, 293 lk. [e-väljaanne]
https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/mets2016_08.09.pdf
- Aastaraamat mets 2019. Metsavarud. (2020). Keskkonnaagentuur, 78 lk. [e-väljaanne]
https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/01_metsavarud_0.pdf
- Akste looduskaitseala kaitsekorralduskava 2014-2023. (2014). Keskkonnaamet, 64 lk. [e-väljaanne]
https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/akste_lka_kkk_2014_2023.pdf
- Astover, A., Leedu, E., Reintam, E.,** (2017) Mulla ABC, I osa. Tartu, Eesti Maaülikool, 7 lk. [e-väljaanne] https://www.pikk.ee/upload/files/Mulla_ABC_I.pdf
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B., Walker, S.** (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4, Journal of Statistical Software, 67(1), 1–48.
- Bouget, C., Duelli, P.** (2004) The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review, Biological Conservation 118 (3), 281-299.
- Christiansen, E., Bakke, A.** (1988) The Spruce Bark Beetle of Eurasia, Dynamics of Forest Insect Populations, 479-503.
- EELIS.** (Eesti Looduse Infosüsteem – Keskkonnaregister): Keskkonnaagentuur. [veebileht]
<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/> (2015).
- Eelmaa, A.** Metsast ja tarbimisühiskonnast, emotsiooniga. (2020). [veebileht]
<https://www.err.ee/1136023/ando-eelmaa-metsast-ja-tarbimisuhiskonnast-emotsiooniga>
- Eesti metsanduse arengukava aastani 2020 täitmise aruanne 2011-2016. (2017). Keskkonnaministeerium, 13 lk. [e-väljaanne]
https://www.envir.ee/sites/default/files/metsanduse_arengukava_taitmise_aruanne_2011-2016.pdf
- Eriksson, M., Neuvonen, S., Roininen, H.** (2008) Retention of wind felled trees and the risk of consequential tree mortality by the European spruce bark beetle *Ips typographus* in Finland, Scandinavian Journal of Forest Research, 22 (6), 516-523.
- ESTHub satelliidiandmed. Maa-ameti geoportaal. [veebileht]
<https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/ESTHub-satelliidiandmed-p443.html>
- Euroopa Kohtu 17.08.2018 otsus C-441/17 Euroopa Komisjon vs Poola Vabariik
- Faccoli, M.** (2002). Winter mortality in sub-corticolous populations of *Ips typographus* and its parasitoids in the south-eastern Alps. Anz. Schädlingkunde / J. Pest Science 75, 62-68

- Grünwald, M.** (1986). Ecological segregation of bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) of spruce. *Journal of Applied Entomology* 101,176-187.
- Hlásny, T., Krokene, P., Liebhold, A., Montagné-Huck, C., Müller, J., Qin, H., Raffa, K., Schelhaas, M.-J., Seidl, R., Svoboda, M., Viiri, H.** (2019). Living with bark beetles: impacts, outlook and management options. From Science to Policy 8. European Forest Institute. 52pp.
- Jactel, H., and E. G. Brockerhoff.** (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* 10, 835–848.
- Kaitsealadel kasvatatud ürase on tungimas erametsadesse. (2020). Eesti Erametsaliit. [veebileht] <https://erametsaliit.ee/2020/03/17/kaitsealadel-kasvatatud-urask-on-tungimas-erametsadesse/>
- Karula rahvuspargi kaitse-eeskiri. (vastu võetud 22.06.2006, viimati jõustunud 01.04.2010). Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/13295541?leiaKehtiv> (02.05.2021).
- Karula rahvuspargi kaitsekorralduskava 2008-2018. (2017). Ähijärve. /Toim. K. Preismann. Kättesaadav Keskkonnaametist.
- Karula rahvuspargi, Karula loodusala ja Karula linnuala kaitsekorralduskava 2020-2029. (2020). Keskkonnaamet, 274 lk. [e-väljaanne] https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/karula_rp_kkk_2020-2029_0.pdf
- Kausrud, K., B. Økland, O. Skarpaas, J. C. Grégoire, N. Erbilgin, and N. C. Stenseth.** (2012). Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews* 87, 34–51
- Kautz, M., Dworschak, K., Gruppe, A., Schopf, R.** (2011) Quantifying spatio-temporal dispersion of bark beetle infestations in epidemic and non-epidemic conditions, *Forest ecology and management* 262, 598-608.
- Kelt, T.** (2017). Aasta tormist – Valgamaa kogemus. *Sinu mets*, 48, 8-9
- Kiviste, A.** (2007). Matemaatiline statistika MS Exceli keskkonnas. Tartu. 86 lk.
- Kliimamuutustega kohanemise arengukava 2030. (2017). Keskkonnaministeerium, 52 lk. [e-väljaanne] https://www.envir.ee/sites/default/files/kliimamuutustega_kohanemise_arengukava_aastani_2030_1.pdf
- Komonen, A., Schroeder, M., Weslien, J.** (2011) *Ips typographus* population development after a severe storm in a nature reserve in southern Sweden, *Journal of Applied Entomology* 135 (1-2), 132-141.
- Kuuse-kooreürask. Kuidas teda ära tunda ja ära hoida? (2020). Keskkonnaministeerium, Keskkonnaagentuur ja Keskkonnaamet, 7 lk. [e-väljaanne] https://www.envir.ee/sites/default/files/news-related-files/juhend_kuuse_kooreyraski_torjeks.pdf
- Käes on sobiv aeg metsade uuendamiseks. (2021). Keskkonnaamet. [veebileht] <https://www.keskkonnaamet.ee/et/uudised/meeldetuletus-kaes-sobiv-aeg-metsade-uuendamiseks>

- Kärvemo, S.** (2015). Outbreak dynamics of the spruce bark beetle *Ips typographus* in time and space. (Doktoritöö). Faculty of Forest Sciences Department of Ecology. Uppsala
- Kärvemo, S., Rogell, B., Schroeder, M.** (2014) Dynamics of spruce bark beetle infestation spots: Importance of local population size and landscape characteristics after a storm disturbance, *Forest Ecology and Management*, 334, 232-240.
- Kärvemo, S., V. Johansson, M. Schroeder, T. Ranius.** (2016). Local colonization-extinction dynamics of a tree-killing bark beetle during a large-scale outbreak. *Ecosphere* 7(3), 1-14
- Kärvemo, S., Van Boeckel, T.P., Gilbert, M., Gregorie, J.C., Schroeder, M.,** (2014) Large-scale risk mapping of an eruptive bark beetle – Importance of forest susceptibility and beetle pressure, *Forest Ecology and Management* 318, 158-166.
- Laane- ja salumetsade kaitseks looduskaitsealade moodustamine ja kaitse-eeskiri. (vastu võetud 26.02.2019, viimati jõustunud 11.03.2019). Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/101032019017>
- Laas, E., Uri, V., Valgepea, M.** (2011). Metsamajanduse alused. Tartu: Tartu Ülikooli Kirjastus. 862 lk.
- Limatünniku kaitse tegevuskava eelnõu. (2013). Keskkonnaamet. 24 lk. Eelnõuga on võimalik tutvuda Keskkonnaametis.
- Looduskaitseseadus. (vastu võetud 21.04.2004, viimati jõustunud 01.03.2021). Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/130122020007?leiaKehtiv> (15.03.2021)
- Lõhmus, A., Kraut, A., Lõhmus, P., Remm, J., Rosenvald, R., Soon, M.** (2005) Haab pakub elupaiku vähemalt kahele tuhandele liigile, *Eesti Loodus*, 2005/10. [veebileht] http://eestiloodus.horisont.ee/artikkel1247_1246.html
- Lõhmus, E.,** (1984). Eesti metsakasvukohatüübid. Tartu: Eesti Loodusfoto. 80 lk.
- Metsa majandamise eeskiri. (vastu võetud 27.12.2006, viimati jõustunud 09.04.2021). Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/12771900?leiaKehtiv> (02.05.2021)
- Metsaseadus. (vastu võetud 07.06.2006, viimati jõustunud 04.01.2021). Riigi Teataja <https://www.riigiteataja.ee/akt/104012021010?leiaKehtiv> (02.05.2021)
- Montano, V., Bertheau, C., Doležal, P., Krumböck, S., Okrohulik, J., Stauffer, C., Moodley, Yohan.** (2015). How differential management strategies affect *Ips typographus* dispersal, *Forest Ecology and Management* 360, 195-204.
- Nellis, R.** (2020). Kuuse-kooreüraski vastu võiks aidata laanerähn. [veebileht] <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/uudised/arvamus-kuuse-kooreuraski-vastu-voiks-aidata-laanerahn>
- Palo, A.** ((2010) 2018). Loodusdirektiivi metsaelupaikade inventeerimise juhend. Tartu. Keskkonnaministeerium, 58 lk. [e-väljaanne] https://www.envir.ee/sites/default/files/metsainventeerimine_juhend_2018.pdf

- Peltonen, M.** (1999). Windthrows and Dead-standing Trees as Bark Beetle Breeding Material at Forest-clearcut Edge. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 14:6, 5050-511
- R Core Team.** (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [veebileht] <http://www.R-project.org/> (16.03.2021).
- Raffa, K., Aukema, B., Bentz, B., Carroll, A., Hicke, J., Turner, M., Romme, W.** (2008). Cross-scale drivers of natural disturbances prone to anthropogenic amplification: the dynamics of bark beetle eruptions. *Bioscience* 58:501-517.
- Runnel, K., Remm, L., Lõhmus, P., Kraut, A., Lõhmus, A.** (2018) Häiring võib tõsta metsa loodusväärtust, *Eesti Mets*, 1/2018, 38-44.
- Schlyter, F., Lundgren, U.** (1993). Distribution of a bark beetle and its predator within and outside old growth forest reserves: no increase of hazard near reserves. *Scand. J. For. Res.* 8, 246–256
- Schroeder, M.** (2001) Tree Mortality by the Bark Beetle *Ips typographus* in storm-disturbed stands, *Integrated Pest Management Reviews* 6, 169-175.
- Schroeder, M., Lindelöw, A.** (2002). Attacks on living spruce trees by the bark beetle *Ips typographus* following a storm felling: a comparison between stands with and without removal of wind felled trees, *Agricultural and Forest Entomology*, 4 (1), 47-56.
- Seidl, R., Rammer, W.** (2017). Climate change amplifies the interactions between wind and bark beetle disturbances in forest landscapes. *Landscape Ecol.* 32: 1485-1498.
- Sibul, I.** (2020). Laanerähnist ei piisa üraski leviku kontrollimiseks. *Rohegeenius*. [veebileht] <https://rohe.geenius.ee/rubriik/uudis/metsateadlane-laanerahnist-ei-piisa-uraski-leviku-kontrollimiseks/>
- Stadelmann, G., Bugmann, H., Wermelinger, B., Bigler, C.** (2014) Spatial interactions between storm damage and subsequent infestations by the European spruce bark beetle, *Forest Ecology and Management*, 318, 167-174.
- Tartes, U.** (2021). Elu koos kuuse-kooreüraskiga pole lust. *Postimees*. [veebileht] <https://arvamus.postimees.ee/7228516/urmas-tartes-elu-koos-kuuse-kooreuraskiga-pole-lust>
- Uri, V.** (2004) Halli lepa paremad ajad on ees, *Eesti Loodus*, 2004/1. [veebileht] http://vana.loodusajakiri.ee/eesti_mets/index.php?id=252&id_a=240&src=loe
- Wermelinger, B.** (2004). Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus* – a review of recent research, *Forest Ecology and Management* 202. 67-82.
- Viiron, K.** (2016). Koiva torm lõi raieplaanid mitmeks kuuks sassi, *Metsamees*, 2016/3 (128). 9-13. [veebileht] https://media.rmk.ee/files/Metsamees_128_150lpi.pdf
- Voolma, K.** (2005). Üraskirüüste võib võtta rohkem metsa kui torm. *Eesti Mets*, 2, 26-31
- Voolma, K., Õunap, H.** (2006). Putukate ja mõningate teiste lüljalgsete liigirikkus ja arvukus kaitsealuses ja majandatavas metsas, *Metsanduslikud uurimused*, 44, 95-111

Õunap, H. (2017). Kuuse-kooreürask pärast 2018. aasta põuast suve. [veebileht]
<https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/uudised/kuuse-kooreurask-parast-2018-aasta-pouast-suve>

LISAD

Lisa 1. Lihtlitsents lõputöö salvestamiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks ning juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Mina, Kristjan Ait,
sünniaeg 20.04.1984,

1. annan Eesti Maaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda koostatud lõputöö „2016. aasta juulitormi järgne kuuse-kooreüraski kahjustuste levik Karula rahvuspargi sihtkaitsevööndites“, mille juhendajad on Floortje Vodde ja Marek Metslaid,
 - 1.1. salvestamiseks säilitamise eesmärgil,
 - 1.2. digiarhiivi DSpace lisamiseks ja
 - 1.3. veebikeskkonnas üldsusele kättesaadavaks tegemisekskuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile;
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Lõputöö autor /allkirjastatud digitaalselt/

Tartu, 23.05.2021

Juhendajate kinnitus lõputöö kaitsmisele lubamise kohta

Luban lõputöö kaitsmisele.

Floortje Vodde /allkirjastatud digitaalselt/

23.05.2021

Marek Metslaid /allkirjastatud digitaalselt/

23.05.2021